

Mestrado Profissional
Uso Sustentável de Recursos Naturais em Regiões Tropicais

ADRIANO DUTRA VILELA

**MACRÓFITAS DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE
EFLUENTES SANITÁRIOS DO COMPLEXO PORTUÁRIO
DE TUBARÃO E SEU POTENCIAL COMO FONTE DE
NUTRIENTES**

Dissertação apresentada ao Programa de
Mestrado Profissional em Uso Sustentável
de Recursos Naturais em Regiões
Tropicais do Instituto Tecnológico Vale
Desenvolvimento Sustentável (ITV DS).

Orientador:

Engenheiro Florestal: Nei Rivello

Belém – PA

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

V728m

Vilela, Adriano Dutra

Macrófitas do sistema de tratamento de efluentes sanitários do Complexo Portuário de Tubarão e seu potencial como fonte de nutrientes / Adriano Dutra Vilela - Belém-PA, 2016.

96 f.: il.

Dissertação (mestrado) -- Instituto Tecnológico Vale, 2016.

Orientador(a): Prof. Nei Rivello.

1. Estação Lagoa de Estabilização. 2 Composto Orgânico.
3. Adubação de Solo. I. Título.

CDD 23. ed. 628.3

ADRIANO DUTRA VILELA

**MACRÓFITAS DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTES
SANITÁRIOS DO COMPLEXO PORTUÁRIO DE TUBARÃO E
SEU POTENCIAL COMO FONTE DE NUTRIENTES**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Desenvolvimento Sustentável do Programa de Mestrado Profissional em Uso Sustentável de Recursos Naturais em Regiões Tropicais do Instituto Tecnológico Vale Desenvolvimento Sustentável (ITV).

Data da aprovação:

Banca examinadora:

Professor Nei Rivello
Orientador – Instituto Tecnológico VALE (ITV)

Dra. Hivana Patricia Melo Barbosa Dall’Agnol
Membro interno – Universidade Federal do Maranhão (UFMA)

Dr. Bruno da Silva Moretti
Membro externo – Universidade Federal de Lavras (UFLA)

DEDICATÓRIA

A minha esposa Alexandra e a minha filha Graziely pelo apoio, a minha família pelo incentivo e aos gestores da Vale pela oportunidade!

Dedico este trabalho a...

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida, oportunidades e realizações.

A toda minha família, pelo incentivo, amor e dedicação.

À Vale S/A, em especial a Gerencia de Infraestrutura Sudeste, pela oportunidade de realização do mestrado.

Ao professor Nei Rivello, pela orientação, ensinamentos, amizade e pela oportunidade concedida.

A todos os professores do Instituto Tecnológico Vale (ITV), pelos ensinamentos.

Aos funcionários do Instituto tecnológico Vale (ITV), pela amizade e contribuição com o trabalho.

Aos professores Dr. Henrique Gualberto Vilela Penha, a professora Me. Erica Marcia Leite Barros e a aluna do curso de Engenharia Ambiental Natalia de Brito Silva Lorenzoni por colaborarem para o desenvolvimento do trabalho.

À Alexandra, pelo companheirismo, apoio, paciência, carinho e por ser meu “braço direito” no desenvolvimento do trabalho.

A todos os colegas da pós-graduação, pela agradável convivência.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

Muito obrigado!

RESUMO

Os esgotos sanitários lançados diretamente nos corpos hídricos contaminam o solo, as nascentes e mananciais, ocasionando redução da reserva de água potável tornando-se um problema de saúde pública. O desenvolvimento de sistemas de tratamentos desses efluentes passou a ser, nos centros urbanos, uma questão prioritária.

Para o tratamento dos efluentes sanitários, a técnica do uso de Estações do tipo “Lagoas”, a partir da ação de bactérias aeróbias, anaeróbias e incidência dos raios ultravioletas, é bastante comum, considerando sua fácil implantação e baixo custo operacional. Contudo, alguns problemas já foram identificados, resultando na redução da eficiência no tratamento. Dentre eles, o processo de eutrofização, que se refere ao crescimento acelerado de macrófitas e algas em todas as lagoas, merece atenção e estudo, pois demanda uma rotina frequente de limpezas e altos custos para a destinação deste material vegetal aos aterros sanitários.

Nesse sentido, o trabalho objetiva avaliar o teor nutricional do composto orgânico (CO) formado pela desidratação natural das macrófitas retiradas do Sistema de Tratamento de Efluentes Sanitários do tipo Lagoa de Estabilização (ELE) no Complexo Portuário de Tubarão, Vitória/ES, e seu efeito nutricional para uso em recuperação de áreas degradadas e uso agrícola.

Durante o estudo, foram coletadas amostras de solo de uma área degradada, nas profundidades de 0-20cm, caracterizadas fisicamente e quimicamente no Laboratório de Ciências do Solo da Universidade Federal de Lavras, cujos resultados identificaram solo argiloso, pobre em nutrientes e ácidos. O CO foi caracterizado no Laboratório de Análises do Solo e Planta do Instituto Agrônomo de Campinas e apresentou teores nutricionais com tendência benéficas para recuperação do solo e uso agrícola.

Para avaliação prática na viabilidade desse uso, a partir do teor nutricional do CO estudado, foram realizados experimentos cultivados em vasos. As amostras de solo, já caracterizadas inicialmente, receberam diferentes frações do CO distribuídos em bloco não casualizado, tanto com correção básica de solo e, também, sem correção básica. Como indicador, foi

utilizada uma gramínea bastante utilizada nas pastagens, a brachiaria. O experimento foi conduzido durante 138 dias, buscando avaliar a fração ideal do CO a ser aplicada em t/ha, de forma que substitua totalmente o adubo convencional ou complemente a adubação.

Palavras-Chave: Estação Lagoa de Estabilização. Composto Orgânico. Adubação de Solo.

ABSTRACT

Domestic sewage is discharged directly into natural water bodies causing water source contamination. Thus, there is a reduction in drinking water reservoir, being considered a public health problem. The development of treatment systems of these effluents has become a priority, specially in urban centers.

Wastewater treatment ponds is a process from the action of aerobic and anaerobic bacteria as well as incidence of ultraviolet rays. This technique has been widely used since it has an easy deployment and low operational costs. On the other hand, some problems in this technique have resulted in a decrease of treatment efficiency. Eutrophication process is one of these problems, which is caused by the accumulation of algae and macrophytes in the ponds, requiring landfill disposal costs and routine pond cleaning.

In this context, the study aims to evaluate the nutritional content of the organic compound (OC) formed by natural dehydration of macrophytes removed from the Wastewater Stabilization Pond (WSPs), located in Tubarão Porto Complex, Vitória - ES, Brazil. Furthermore, it will also evaluate the nutritional effect of organic compound for agricultural use and recovering of degraded areas.

During the study, soil samples from a degraded area were collected at depths of 0-20 cm, which were characterized physically and chemically in the Soil Science Laboratory at Federal University of Lavras (UFLA). Soil test results indicated loamy, nutrient-poor and acid soil. The OC was analysed in the Soil and Plant Analysis Laboratory at Campinas Agronomic Institute (IAC), showing favorable nutritional contents for agricultural use and recovering of soil.

Since the nutritional contents of OC were obtained, experiments in pots were performed in order to get a practical assessment on the viability of its use. Soil samples previously analyzed were distributed in non-randomized block and received different OC fractions with both soil basic correction and no basic correction. *Brachiaria*, which is a grass widely grown in pasture, was used as an indicator. The experiment was conducted during 138 days to evaluate the ideal

fraction of the OC to be applied in t / ha able to replace or supplement conventional fertilization.

Keywords: Wastewater Stabilization Pond. Organic Compound. Fertilizer.

SUMÁRIO

RESUMO	4
1. Introdução	14
2. Referencial Teórico.....	20
2.1 Sistemas de Tratamento Tipo Lagoas de Estabilização	20
2.2 Histórico das Lagoas de Estabilização	20
2.3 Definições	20
2.4 Classificação das Lagoas de Estabilização.....	21
2.5 Principais Nutrientes Presentes nos Efluentes Sanitários.....	24
2.6 Nitrogênio.....	25
2.7 Fósforo	27
2.8 Transformações do N e P em Lagoas de Estabilização.....	29
2.9 Algas	30
2.10 Macrófitas ;	31
2.10.1 Macrófitas Aquáticas	31
2.11 Classificações das Macrófitas.....	33
2.12 Fatores Associados ao Crescimento das Macrófitas Aquáticas.....	34
2.13 Métodos de Controle.....	37
2.14 Destinos das Macrófitas.....	42
2.15 Uso de Macrófitas como Fonte de Nutrição para o Solo.....	43
3. Material e Métodos.....	46
4. Resultados e Discussão.....	67
5. Conclusão	82
6. Referências Bibliográficas	84

Lista de Figuras

Figura 1- Complexo Portuário de Tubarão.	17
Figura 2 - Distribuição do Sistema de Tratamento de Efluentes Sanitários do Complexo de Tubarão.	17
Figura 3 - Fluxo de Tratamento da Lagoa Facultativa.	23
Figura 4 - Fluxo de Tratamento da Lagoa de Maturação.	25
Figura 5 - Esquema da classificação das formas biológicas de macrófitas aquáticas.	35
Figura 6 - Equipamento Rotovation	41
Figura 7 – Ceifadeira.	42
Figura 8 - Fluxograma do trabalho.	47
Figura 9 - Indicação do local da coleta de solo.	47
Figura 10 - Coleta de solo com retroescavadeira.	48
Figura 11 - Profundidade de coleta das amostras de solo.	48
Figura 12 - Local onde foi montado o experimento.	51
Figura 13 - Preparação dos vasos.	55
Figura 14 - Mistura dos insumos com solo e CO.	56
Figura 15 - Pesagem dos insumos.	56
Figura 16 - Modelagem do experimento em bloco não casualizado.	57
Figura 17 - Disposição do experimento.	58
Figura 18 - Plantio da brachiaria no experimento.	59
Figura 19 - Hidratação do experimento.	59
Figura 20 - Vasos com 00% de composto orgânico com correção do solo.	60
Figura 21 - Vasos com 00% de composto orgânico sem correção do solo.	60
Figura 22 - Vasos com 25% de composto orgânico com correção do solo.	61
Figura 23 - Vasos com 25% de composto orgânico sem correção do solo.	61
Figura 24 - Vasos com 50% de composto orgânico com correção do solo.	62
Figura 25 - Vasos com 50% de composto orgânico sem correção do solo.	62
Figura 26 - Vasos com 75% de composto orgânico com correção do solo.	63
Figura 27 - Vasos com 75% de composto orgânico sem correção do solo.	63
Figura 28 - Vasos com 100% de composto orgânico com correção do solo.	64
Figura 29 - Vasos com 100% de composto orgânico sem correção do solo.	64
Figura 30 - Visual do bloco experimental.	65

Figura 31 - As plantas foram retiradas dos vasos e lavadas.	65
Figura 32 - Plantas secas ao sol.	66
Figura 33 - Amostras para envio ao Instituto Agrônomo de Campinas (IAC).	66
Figura 34 - Diferentes frações do composto orgânico misturado.	67
Figura 35 - Amostras embaladas para análise.	67
Figura 36 – Valores de pH nas frações do CO.	69
Figura 37 – Valores de B nas frações do CO.	70
Figura 38 - Teores totais Mn em função das frações do CO.	70
Figura 39 – Teores totais de Cu em função das frações do CO.	71
Figura 40 - Teores totais de Zn em função das frações do CO.	72
Figura 41 - Teores totais de Fe em função das frações do CO.	73
Figura 42 - Teores totais de K em função das frações do CO.	74
Figura 43 - Teores totais de P em função das frações do CO.	75
Figura 44 - Teores totais de Matéria Orgânica em função das frações do Composto Orgânico.	76
Figura 45 - Teores totais de Pb em função das frações do CO.	80
Figura 46 - Teores totais de As em função das frações do CO.	80
Figura 47 - Teores totais de Pb, As e Cd em função das frações do CO.	81
Figura 48 - Acompanhamento do experimento Novembro e Dezembro de 2015.	91
Figura 49 - Acompanhamento do experimento Janeiro de 2016.	92
Figura 50 - Acompanhamento do experimento Fevereiro de 2016.	93
Figura 51 - Acompanhamento do experimento março de 2016.	94

Lista de Quadros

Quadro 1 - Resultados das análises do solo padrão.....	51
Quadro 2 - Análises de metais.	54
Quadro 3 – Análise químicas, macros e micros nutrientes.....	55
Quadro 4 - Classes de interpretação da disponibilidade para os micronutrientes.	67
Quadro 5 - Classes interpretação de fertilidade do solo para a matéria e para o complexo de troca catiônica.	75
Quadro 6 – Caracterização das amostras de solo, compostos orgânicos e frações do experimento.	76
Quadro 7 - Teores dos ETs no CO utilizado no presente trabalho.....	78

Lista de Abreviaturas e Siglas

ATP - Trifosfato de adenosina

CO – Composto orgânico

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio

DQO – Demanda química de oxigênio

ELE – Estação lagoa de estabilização

ETE – Estação de tratamento de efluentes

ETEO – Estação de tratamento de efluentes oleosos

PRNT – Poder Relativo de Neutralização Total

UV – Ultra Violeta

ETs – Elementos Traço

Capítulo 1: Introdução

1. Introdução

No cenário mundial atual, políticas públicas que garantam a melhoria da qualidade de vida da população e a preservação e recuperação do meio ambiente despontam como um dos grandes desafios dos governantes. O desenvolvimento de tecnologias, para evitar a degradação ou promover a recuperação de áreas com solo e corpos hídricos poluídos, tem sido uma demanda constante e urgente para o incentivo de diversos estudos nas universidades ao redor do mundo.

Segundo Wei e Zhou (2008), as principais atividades potencialmente poluidoras são a queima de combustíveis fósseis, as atividades de extração, o transporte e a fundição de minerais metálicos, a geração de resíduos urbanos e industriais, a extração, fabricação e manipulação de fertilizantes e pesticidas agrícolas e a geração de efluentes domésticos e industriais.

O uso na agricultura de rejeitos orgânicos ou compostos orgânicos (CO) seja oriundo de bovinos, suínos, caprinos, aves ou até mesmo do ser humano, é uma prática centenária, porém vem se tornando uma preocupação para a sociedade no que diz respeito à contaminação do solo, águas superficiais e subterrâneas.

Estes COs, que são subprodutos do manejo de diversas fazendas de produção de alimentos ou de sistemas de tratamento de águas residuais, devem ser utilizados de forma consciente e com responsabilidade. Apesar do uso na agricultura ser economicamente viável e vantajoso, as aplicações sucessivas e indiscriminadas destes COs podem desencadear impactos ambientais comprometendo os ecossistemas e conseqüentemente a saúde humana.

Desde o início do século XIX, é consenso entre diversos estudiosos sobre a necessidade da instalação de um sistema de tratamento para as águas residuais ou efluentes gerados nas residências e industriais para evitar a contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas.

Dentre os sistemas de tratamento mais antigos registrados na literatura destacam-se as lagoas de estabilização. Seu primeiro registro ocorreu nos Estados Unidos da América no final do século XIX usada para receber águas residuais de animais domésticos e de pequenas comunidades. (KELLENER; PIRES, 1998).

Com a finalidade de viabilizar o uso de efluentes na agricultura como adubação, estas lagoas foram projetadas na cidade de San Diego, Texas, inicialmente somente para o acúmulo de águas residuais. Porém, acidentalmente, verificaram-se os fenômenos típicos e próprios de depuração de esgotos, com a sedimentação da matéria orgânica e formação de clarificado (KELLENER e PIRES, 1998).

Jordão e Pessoa (2005) afirmam a existência, há mais de um século, de lagoas naturais e artificiais de origem acidental, formadas por depressões no terreno que recebiam águas residuais de animais e realizavam o fenômeno de depuração de esgotos. No entanto, foi somente a partir da II Guerra Mundial que o funcionamento das lagoas passou a ter algum controle, o que possibilitou estabelecer alguns parâmetros para a qualidade do efluente final (TALBOYS, 1971; FORERO, 1985).

No Brasil, em 1960, foi construída em São José dos Campos, estado de São Paulo, a primeira lagoa projetada especificadamente para receber e depurar esgoto bruto, de acordo com o sistema chamado “*Australiano*”¹, de acordo com Andrade Neto (1997). Esse mesmo autor, relata a finalidade de estabelecer parâmetros de projetos para outras lagoas, crédito cedido aos engenheiros Benoit Almeida Victoretti e Carlos Philipowsky. Esse projeto foi firmado entre o Departamento de Águas e Energia do Estado de São Paulo, a Fundação de Serviço especial de Saude Publica – (SESP) e a Prefeitura de São José dos Campos (ANDRADE NETO,1997).

Em atendimento as legislações brasileiras sobre tratamento e descarte de efluente em corpos hídricos, na década de 80 foi projetado e construído no Complexo Portuário de Tubarão um sistema de tratamento de águas residuais composta de lagoas anaeróbias facultativas e maturação.

O Complexo Portuário de Tubarão é umas das unidades da empresa Vale S/A, possui uma área de 14 quilômetros quadrados localizada na região metropolitana da Grande Vitória, na divisa entre os municípios de Serra e Vitória, no estado do Espírito Santo. Fundado em abril de 1948, o Complexo é responsável pelos processos de descarga de minério de ferro extraído das

¹ Composto por uma célula anaeróbia seguida de outra facultativa.

minas do estado de Minas Gerais, pelotização² e o embarque e desembarque em navios com produtos minerais e carga geral, tais como grãos e fertilizantes (Erro! Fonte de referência não encontrada.).



Figura 1- Complexo Portuário de Tubarão.

Fonte: Vale S/A, 2013.

O sistema de tratamento implantado no Complexo Portuário de Tubarão foi projetado para um público máximo de 5.000 contribuintes por dia, porém com o crescimento das operações este público já se excedeu em 100%. Para atender essa nova demanda foi implantado um sistema de polimento final, que permitiu tanto o enquadramento do efluente nos parâmetros exigidos pela legislação atual para descarte em corpos hídricos, como também possibilitou a reutilização deste efluente na aspersão de áreas verdes e umectação de vias (Erro! Fonte de referência não encontrada.).

² Transformação do minério de ferro em esferas metálicas.



Figura 2 - Distribuição do Sistema de Tratamento de Efluentes Sanitários do Complexo de Tubarão.

Fonte: Vale S/A, 2012.

Como o sistema de tratamento foi instalado próximo a uma área urbana, houve a preocupação com o bem-estar das comunidades vizinhas em relação aos odores liberados pelo tratamento. Diante desta preocupação, foi plantado um cinturão verde ao redor de todas as lagoas de modo a diminuir a ação dos ventos e evitar a dispersão desagradável dos odores.

Por outro lado, esta redução dos ventos prejudicou a dispersão de alguns compostos orgânicos que são partes integrantes da nutrição de diversos vegetais aquáticos, principalmente os que ficam sobrenadantes, absorvendo os nutrientes do efluente e realizando fotossíntese num ciclo contínuo. Como resultado, observa-se a eutrofização³ de todas as lagoas, diminuindo a eficiência de todo o sistema, onerando a empresa com altos gastos de retirada, transporte e destinação deste material vegetal para aterros sanitários licenciados.

Nesse sentido, para a retomada da eficiência plena do sistema de tratamento, torna-se urgente a retirada das macrófitas da superfície das lagoas, de maneira que também não ocasione um impacto ambiental. Então, a questão é descobrir uma utilização sustentável para esses vegetais aquáticos. Para isso, a caracterização nutricional dos mesmos é necessária para direcionar seu potencial para diversos usos, inclusive na agricultura.

³ Reprodução exagerada de plantas aquáticas em corpos hídricos impedindo a penetração dos raios Ultravioletas (UV).

Na busca de uma solução economicamente e ambientalmente viável, este trabalho objetiva avaliar o potencial nutricional existente no CO formado a partir da desidratação natural das macrófitas existentes no Sistema de Tratamento de Efluentes Sanitários implantado no Complexo Portuário de Tubarão.

Para atender esse objetivo geral, os seguintes objetivos específicos foram definidos:

- a) Cultivar em escala de experimento a brachiaria buscando avaliar, por meio de análises físico-químicas, os macro e micro nutrientes, assim como as alterações provocadas nos vegetais e no solo após a aplicação das diferentes frações de CO;
- b) Identificar a fração ideal do CO em t/ha a ser utilizada em substituição a adubação convencional ou parte desta adubação.

Nesse sentido, para alcançar os objetivos descritos, o método de pesquisa utilizado foi o experimental, apoiado na revisão da literatura sobre o tema em questão com o uso de fontes secundárias. A abordagem adotada foi, tanto qualitativa, por meio da realização da caracterização das amostras de solo e CO, como também quantitativa, uma vez que foi identificada a fração ideal de CO a ser incorporado ao solo.

O trabalho está estruturado em 6 (seis) capítulos:

O capítulo 1, a presente introdução, relata os aspectos preliminares do trabalho, como a problemática, a justificativa para o estudo, demonstrando a importância do trabalho e seus respectivos objetivos.

No capítulo 2 foi feita a revisão de literatura relacionada com as pesquisas e publicações afins ao assunto, apresentando o sistema de tratamento de efluentes do tipo “lagos de estabilização”, sua importância para a população e o meio ambiente, a proliferação de macrófitas, algumas formas de manejo, controle e seu uso na incorporação ao solo.

O capítulo 3 detalha a metodologia utilizada em busca dos objetivos definidos.

No capítulo 4, estão os resultados e as discussões que foram levantadas no decorrer do experimento.

Já o capítulo 5, foi reservado para descrever as conclusões da pesquisa e as recomendações para a eficiência do sistema. Na sequência, o capítulo 6 são apresentadas as referências utilizadas para elaboração do trabalho.

Capítulo 2 – Referencial Teórico

2. Referencial Teórico

2.1 Sistemas de Tratamento Tipo Lagoas de Estabilização

2.2 Histórico das Lagoas de Estabilização

O Uso das Lagoas de Estabilização teve início nos Estados Unidos a 100 anos. Estas tinham o objetivo de receber os despejos de animais, uso doméstico de pequenas comunidades e acidentalmente realizavam os fenômenos típicos e próprios de depuração de esgotos. Tais lagoas, de origem acidental surgiram em 1901 na cidade de San Antonio, Texas com a finalidade viabilizar o uso de efluentes na irrigação (Kellner e Pires, 1998)

Jordão e Pessoa (2005), afirmam que há mais de um século existem lagoas naturais e artificiais de origem acidental, formadas por depressões no terreno que recebiam dejetos de animais e realizavam o fenômeno de depuração de esgotos. Além da lagoa de Santo Antonio, outras lagoas de origem acidental são citadas, Santa Rosa na Califórnia, e Fessden em Dakota do Norte, originárias respectivamente em 1924 e 1928.

As primeiras pesquisas sobre lagoas de estabilização foram realizadas nos Estados Unidos, no estado de Dakota do Norte e do Sul, no ano de 1948. Na América Latina, em 1958, na cidade de Cañas, na Costa Rica foi construída a primeira lagoa experimental, destinada a tratar efluentes domésticos, Dois anos depois em 1960 entrou em operação a primeira lagoa construída experimentalmente para receber esgoto bruto no Brasil, localizada na cidade de São José dos Campos no estado de São Paulo (TALBOYS, 1997; Forero, 1985).

2.3 Definições

É encontrado na maioria das publicações existentes a definição de lagoas de estabilização como grandes tanques de pequena profundidade, constituídos por dique de terra, destinadas a tratar águas residuais brutas por processos puramente naturais.

Hoje, este conceito está mais abrangente, sendo estas lagoas tratadas, basicamente, como biorreatores de águas lânticas, relativamente rasas,

construídas para armazenar resíduo específico, como os efluentes domésticos e industriais. O objetivo destes sistemas é estabilizar a matéria orgânica por meio de processos biológicos que podem ocorrer em condições anaeróbicas, facultativas (com a presença de bactérias aeróbias e anaeróbias) ou somente aeróbias, conforme descrito no próximo item (SILVA; MARA, 1979).

2.4 Classificação das Lagoas de Estabilização

Para a classificação das lagoas de estabilização, considera-se a disponibilidade de oxigênio dissolvido, a atividade biológica predominante da carga orgânica do afluente, as características físicas de cada unidade destinada a tratar águas residuais brutas ou efluentes pré-tratados por processos naturais e artificiais (VON SPERLING, 2002)

De acordo com suas atividades metabólicas, predominantemente na degradação da matéria orgânica, as lagoas de estabilização são classificadas em: anaeróbia, (facultativa e de maturação) ou aeróbia. A predominância é condicionada pelos fatores bióticos e abióticos que caracterizam o ecossistema aquático, sendo destacado o papel da carga orgânica aplicada (VON SPERLING, 2002).

Assim, lagoas anaeróbias são caracterizadas pela aplicação de elevadas cargas orgânicas superficiais e volumétricas e, lagoas facultativas e de maturação, recebem cargas orgânicas progressivamente menores, o que lhes permite operar em condições progressivamente mais aeróbias. A profundidade, por sua vez, determina a fração da massa líquida com maior penetração de luz e, conseqüentemente, com maior taxa fotossintética, conforme cita Andrade Neto (1997).

Como variantes, segundo a intensificação do processo, tem-se as lagoas com plantas macrófitas aeradas de polimento e outras.

As lagoas de estabilização podem ser distribuídas em diferentes quantidades e combinações, dependendo da qualidade padrão que se objetiva alcançar (remoção de sólidos, demanda bioquímica de oxigênio e patógenos). Aquelas configuradas em chicanas e com profundidades reduzidas, apresentam menor eficiência quanto à remoção de patógenos (CAVALCANTE et al.,2001; TAKEUT, 2003).

A. Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas são projetadas para receber águas residuais brutas ou efluentes de um tratamento primário entre os quais os de lagoas anaeróbias (SILVA; MARA, 1979). Essas lagoas são chamadas de facultativas, porque são formadas por uma camada aeróbia superficial, e uma camada anaeróbia no fundo (Figura 3).

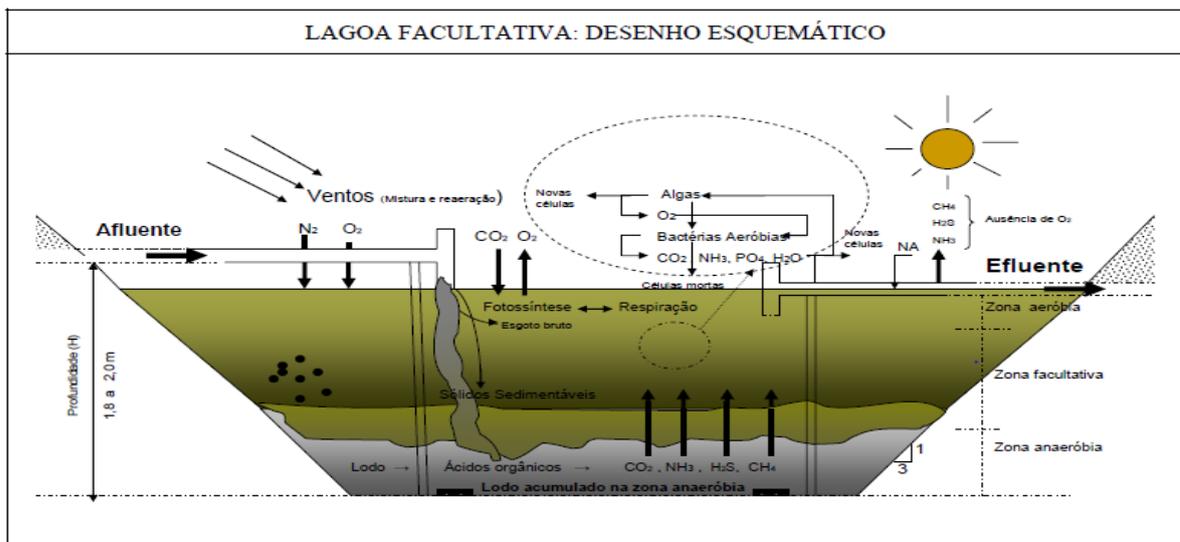


Figura 3 - Fluxo de Tratamento da Lagoa Facultativa.

Fonte: SPERLING, 2002.

As bactérias são as responsáveis pelos processos de oxidação, ou seja, que convertem o material orgânico em dióxido de carbono, amônia e fosfatos. Os gêneros predominantes são *Achromobacter*, *Pseudomonas spp*, *Flavobacterium spp* e *Alcaligenes spp* (DINGES, 1982).

Como as lagoas contêm quantidades altas de nutrientes (NH_4^+ e PO_4^{3-}), favorecem o desenvolvimento das algas (KONIG, 2000). Devido ao seu metabolismo predominantemente autótrofo, as algas utilizam luz solar para produção de oxigênio através da atividade fotossintética, suprindo a maior parte do oxigênio requerido para a biota aquática. Ao anoitecer, a atividade fotossintética decai gradualmente até ser totalmente anulada e, com isso, passam a prevalecer condições anaeróbias na maior parte da coluna líquida (KELLNER; PIRES, 1998).

O pH também varia com o ciclo diário. Ceballos, Konig e Sousa (1997) afirmam que os valores elevados em lagoas facultativas resultam da atividade

fotossintética conforme as horas do dia. Silva e Mara (1979) dizem ainda que o valor do pH pode chegar a 10. Isto ocorre porque na atividade fotossintética máxima, as algas retiram o CO₂ da solução muito antes que as bactérias consigam repô-lo pela oxidação da matéria orgânica. Então, os íons bicarbonato presentes se dissociam para produzir CO₂ e o íon hidroxila, que é responsável pelo aumento do pH. Na escuridão, predominam os processos fermentativos do metabolismo bacteriano dos quais resultam ácidos orgânicos fracos e CO₂ e, portanto, o valor de pH tende a decrescer.

Nas camadas inferiores e no fundo das lagoas facultativas ocorre a decomposição anaeróbia, liberando sais minerais, nutrientes orgânicos solúveis e gases como o CO₂ e o CH₄. O gás carbônico é aproveitado pelas algas no processo de fotossíntese (SILVA; MARA, 1979; ELLIS, 1983). O crescimento de algas é tão intenso em lagoas facultativas que o seu conteúdo adquire uma coloração verde brilhante (SILVA; MARA, 1979). A concentração de biomassa de alga no efluente de uma lagoa facultativa bem projetada e operada depende da carga orgânica e da temperatura. Valores comuns de clorofila "a" nesses efluentes estão entre 500 e 2000µg/l (MARA et al.,1992).

B. Lagoas de Maturação

A principal finalidade da lagoa de maturação é a remoção de patógenos e de nutrientes. Elas objetivam principalmente a desinfecção do efluente das lagoas de estabilização. São mais rasas, permitindo a ação eficaz dos raios ultravioleta sobre os microrganismos presentes em toda coluna d'água. Os fatores que influenciam o processo de remoção de bactérias, vírus e outros organismos presentes em sua massa líquida são: Menores profundidades, alta penetração da radiação solar, elevado pH e elevada concentração de oxigênio dissolvido (Figura 4).

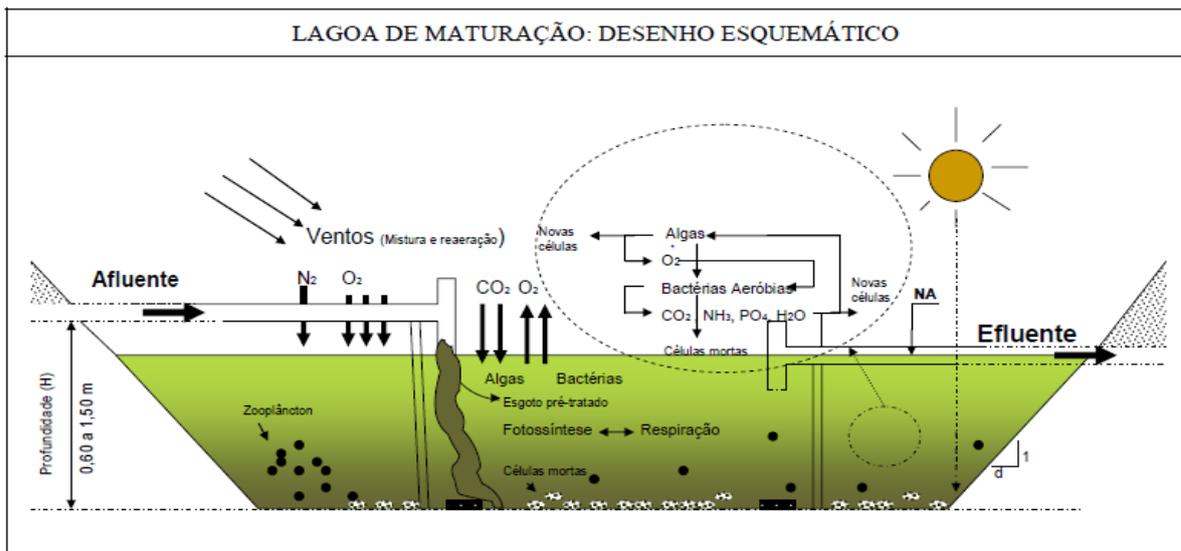


Figura 4 - Fluxo de Tratamento da Lagoa de Maturação.

Fonte: VON SPERLING, 2002.

A eficiência na remoção de patógenos é de 99,99% para uma série de mais de 3 lagoas (SPERLING, 2002).

As lagoas de maturação são projetadas para receber efluentes já tratados em nível secundário. Alcançam apenas uma pequena remoção de Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO), mas a redução de nitrogênio e fósforo pode ser significativa. A remoção de nutrientes está ligada à presença de algas e a altos valores de pH na lagoa. A remoção de amônia pelas algas ocorre pela incorporação desse nutriente em sua biomassa e, os altos valores de pH favorecem a volatilização da amônia e a precipitação do fosfato (MARA et al., 1992; SPERLING, 1996).

2.5 Principais Nutrientes Presentes nos Efluentes Sanitários

As bactérias são as responsáveis pela síntese e decomposição da matéria orgânica, que constitui fonte de carbono, nitrogênio e fósforo. Esses dois últimos nutrientes são absorvidos por algas e cianobactérias na forma de compostos orgânicos complexos ou participam de uma série de reações químicas essenciais às atividades metabólicas em ambientes aquáticos. Segundo Branco (1986) e Sawyer, McCarty e Parkin (1994), a principal fonte de nitrogênio e fósforo são os esgotos domésticos, que levam à água receptora, compostos orgânicos complexos. Estes, através da oxidação biológica,

contribuem para a formação de quantidades relativamente elevadas de nitratos e fosfatos como produtos finais.

Aumentos consideráveis dos teores de nitrogênio (N) e de fósforo (P) em ambientes aquáticos podem determinar uma intensa floração de cianobactérias e de algas decorrente do acelerado processo de eutrofização. Segundo Andreoli & Carneiro (2005), o fósforo é considerado o maior responsável pela eutrofização artificial e, concentrações superiores a 0,03mg/l (ESTEVES, 1998) já caracterizam um lago como eutrófico.

De acordo Sawyer (1944), citado por Branco (1986), uma relação entre o nitrogênio e o fósforo nos esgotos domésticos de apenas 8:1, ou seja, 15 a 35mg/l de nitrogênio para 2 a 4mg/l de fósforo, já permite condições suficientes para as florações de algas.

2.6 Nitrogênio

O nitrogênio em ecossistemas aquáticos desempenha importante papel no metabolismo dos microrganismos, devido à sua participação na formação de compostos vitais, como, por exemplo, as proteínas que são responsáveis por inúmeras funções, entre as quais se destaca a catálise de reações bioquímicas. O mesmo apresenta-se em diversos estados de oxidação, nas formas de: N₂ (nitrogênio molecular), NH₃ (amônia), NH₄⁺ (íon amônio), NO₂⁻ (nitrito), NO₃⁻ (nitrato), N₂O (óxido nitroso), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, amins, purinas, aminoácidos e ureia) e particulado (na biomassa de bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e nos detritos) (HAMMER, 1979; BARNES & BLISS, 1983; SAWYER; MCCARTY; PARKIN, 1994; ESTEVES 1998).

Segundo Barnes e Bliss (1983), em águas residuais domésticas, o nitrogênio está presente principalmente como nitrogênio amoniacal (em torno de 60%) e nitrogênio orgânico (em torno de 40%). Nitrito e nitrato ocorrem em pequenas quantidades, que representam menos de 1% do nitrogênio total.

A disponibilidade dos vários compostos de nitrogênio, num corpo d'água pode influenciar a variedade, abundância e valor nutricional de plantas e animais

aquáticos, uma vez que, este nutriente é o quarto principal elemento⁴ presente nos seres vivos, representando 5% do peso seco nos mesmos (ESTEVES, 1998; HORNE; GOLDMAN, 1994; METCALF & EDDY, 2003).

Os organismos fixadores de nitrogênio em ambientes aquáticos podem ser, tanto de vida livre, como viver em simbiose com plantas aquáticas superiores. Segundo Esteves (1998), a fixação de nitrogênio molecular é caracterizada pela redução desta forma de nitrogênio por bactérias de vida livre e cianobactérias, sendo esta operação catalisada por um sistema de enzima denominada nitrogenase, extremamente sensível ao oxigênio.

A fixação do nitrogênio realizada por cianobactérias ocorre nos heterocistos, célula especial capaz de fixar o nitrogênio molecular. Segundo Reynolds (1984), em alguns casos, a fixação desenvolvida por cianobactérias contribui com mais de 50% do nitrogênio que entra em muitas lagoas.

As bactérias fixadoras de nitrogênio de vida livre são o *Clostridium pasteurianum* e algumas espécies do gênero *Azotobacter*, as cianobactérias são as do gênero *Nostoc*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* e *Gloeotrichia* (HORNE; GOLDMAN, 1994; ESTEVES, 1998). A alga *Anabaena azollae* (cianofíceas), que vive em simbiose com a macrófita aquática do gênero *Azolla* também, fixa nitrogênio molecular.

Depois da fixação do nitrogênio, segue-se a cadeia alimentar pela biota no ecossistema aquático, com excreção de amônio em pequenas quantidades. Este íon também pode ser proveniente da mineralização de detritos orgânicos das bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e peixes. (ESTEVES, 1998)

A matéria orgânica dissolvida e particulada pode ser decomposta por organismos heterotróficos, tanto aeróbios, quanto anaeróbios, com consequente produção de amônia. Esteves (1998) cita o sedimento como principal local de realização deste processo, denominado de amonificação.

Proteínas (N-orgânico) + bactérias heterotróficas → NH₃

⁴ Após carbono, oxigênio e hidrogênio.

Em meio aquático e em condições ácidas ou neutras, o nitrogênio amoniacal predomina na forma iônica. Em meio básico a amônia é volatilizada para a atmosfera (SAWYER; MCCARTY; PARKIN, 1994).

Concentrações maiores que 0,2mg/l de amônia livre podem causar a morte de diversas espécies de peixes, concentrações de amônia maiores ou iguais a 28mg/l em pHs maiores que 8,0 são tóxicas às algas, inibindo sua atividade fotossintética. O potencial de toxicidade da amônia sobre as algas é atribuído principalmente à forma não ionizada (SAWYER; MCCARTY; PARKIN, 1994).

Segundo Esteves (1998), em lagos eutróficos ocorre um aumento do pH da água, que favorece a formação de amônia, em virtude do alto consumo de dióxido de carbono. Esse mesmo autor cita que, como a amônia e o íon, em equilíbrio, são extremamente dependentes do pH e da temperatura, estes fatores determinam sua toxicidade na água.

O íon amônio presente na massa líquida é diretamente absorvido pelo fitoplâncton ou poderá ser oxidado, em ambiente aeróbio, por bactérias nitrificantes gram-negativas quimioautotróficas. Conforme citado por Barnes Bliss (1983), “Nesta oxidação participam dois gêneros de bactérias: Nitrosomonas e Nitrobacter, que são responsáveis pela oxidação de amônia a nitrito e este a nitrato.” O nitrato pode ser diretamente absorvido pelo fitoplâncton e/ou macrófitas, formando proteína vegetal, ou poderá ser reduzido a nitrito, óxido nitroso e nitrogênio molecular por bactérias desnitrificantes facultativas heterotróficas, que o utilizam como aceptor de elétrons. O autor cita também que “este processo se desenvolve na ausência de oxigênio e é chamado de desnitrificação.”

2.7 Fósforo

O fósforo é importante no metabolismo dos seres vivos, pois, participa do armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP⁵ e estruturação da membrana celular (através de fosfolipídios). Embora ocorra em pequenas porcentagens e pouca quantidade requerida pelos organismos (relações N:P é 16:1), geralmente ele é o principal limitante da produtividade

⁵ Trifosfato de adenosina, nucleotídeo responsável pelo armazenamento de energia e suas ligações químicas.

primária em águas continentais (WETZEL, 1993; ANDREOLI; CARNEIRO, 2005). Segundo Hammer (1979), aproximadamente 60% do fósforo encontrado no esgoto doméstico são oriundos de detergentes sintéticos.

De acordo com Sawyer, Mccarty e Parkin (1994), Horne e Goldman (1994) e Esteves (1998), as várias frações que o fósforo pode se apresentar no meio aquático são:

- a. Fósforo inorgânico particulado: polifosfatos, apatita e fósforo adsorvido a agregados inorgânicos, como o hidróxido férrico;
- b. Fósforo orgânico particulado: fósforo adsorvido a agregados orgânicos e o fósforo da biota;
- c. Fósforo total dissolvido: ortofosfato e fósforo coloidal;

Os ortofosfatos estão prontamente disponíveis para a biota aquática (SAWYER; MCCARTY; PARKIN, 1994; SPERLING, 1996; ESTEVES, 1998). De acordo com Horne & Goldman (1994), o fósforo pode ser introduzido em corpos aquáticos através do arraste de partículas fosfatadas, provenientes da erosão do solo, pelos rios, córregos e poeiras e ainda, pela descarga de esgotos.

A degradação do fósforo pela intemperização de rochas promove a liberação do mesmo que, em seguida, é arrastado pelas águas superficiais até atingir corpos receptores. O fósforo pode estar solúvel ou adsorvido a argilas. Nas águas naturais, de 5 a 10% do fósforo são introduzido como ortofosfato, entretanto, a maior parte do fósforo nestes ecossistemas está na forma orgânica como biomassa viva ou morta (ESTEVES, 1998).

O fósforo particulado em detritos orgânico presentes em corpos aquáticos tem sua origem por fonte externa ou na própria biomassa, que forma uma teia alimentar e pode liberar, por excreção, o ortofosfato solúvel que estará prontamente disponível para novo consumo pelas bactérias e pelo fitoplâncton. (ESTEVES, 1998)

O fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton, nécton e bentos também liberam fosfatos após sua morte. No caso do fitoplâncton, a liberação do fosfato pode ser um fenômeno muito rápido, pois as fosfatases, das próprias células fitoplanctônicas, desfosforizam o fosfato particulado para solúvel, que, desta maneira, é mineralizado pelas bactérias até o ortofosfato solúvel. Este

processo é importante para manter os níveis de fosfatos nos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1998).

O fósforo biologicamente disponível pode provir ainda do fósforo orgânico particulado, devido à ação de enzimas, e de sedimentos orgânicos e inorgânicos, desde que o ambiente seja anaeróbio, especialmente quando o íon ferro encontra-se reduzido. Caso o ambiente seja aeróbio e haja a presença de ferro férrico e cálcio, o ortofosfato precipita-se como fosfato de ferro e cálcio, respectivamente. A precipitação do íon fosfato pode representar sua exclusão, definitiva ou temporária, de circulação na coluna d'água, em virtude do mesmo poder ser permanentemente imobilizado no sedimento e findar por reduzir a produtividade do sistema (CAETANO,R,P, 2007).

2.8 Transformações do N e P em Lagoas de Estabilização

O material orgânico afluyente possui consideráveis frações de nitrogênio orgânico na forma de proteínas e aminoácidos, que são decompostos por ação bacteriana, e juntamente com a ureia, que é hidrolisada, são transformados em nitrogênio amoniacal (SILVA et al.,1991).

As algas e cianobactérias utilizam luz solar como fonte de energia e nitrogênio amoniacal, dentre outros nutrientes, para gerar novas células. Essa comunidade fitoplanctônica poderá sofrer autooxidação e lise, fornecendo assim, nitrogênio amoniacal à massa líquida e podem sedimentar na camada de lodo. A massa fitoplanctônica sedimentada sofrerá decomposição bacteriana e liberará nitrogênio amoniacal novamente à massa líquida. O nitrogênio amoniacal, presente na massa líquida e em condições aeróbias, sofrerá oxidação a nitrito e posteriormente a nitrato via atividade bacteriana. Já em condições anaeróbias, o nitrato será reduzido a nitrito ou a nitrogênio gasoso, caso haja presença de substrato orgânico e bactérias desnitrificantes (SILVA et al., 1998).

Segundo Houg e Gloyna (1984), inicialmente, o material orgânico sedimentável afluyente, que possui consideráveis quantidades de fósforo orgânico incorporado às partículas suspensas, sedimenta, arrastando o fósforo orgânico para a camada de lodo onde será decomposto anaerobiamente por bactérias com consequente produção de fósforo inorgânico. Para esses

autores, o mecanismo da sedimentação é predominante nas lagoas anaeróbias.

O fósforo orgânico que não sedimenta e, portanto, permanece na massa líquida, é mineralizado, pela atividade microbiana e ação de enzimas, sendo convertido a ortofosfato. Algas e cianobactérias absorvem diretamente o ortofosfato presente na massa líquida e, após sua morte, sedimentam-se na camada de lodo onde serão decompostas anaerobiamente. O ortofosfato no sedimento pode ser utilizado por microrganismos decompositores, com formação de novas células (fósforo orgânico), ou ser liberado para a massa líquida. (SILVA et al.,1998).

Houng e Gloyna (1984) destacam que nas lagoas anaeróbias e facultativas o fósforo é liberado do sedimento em proporções superiores (25 a 50 vezes) às verificadas nas lagoas de maturação. O ortofosfato presente na massa líquida ainda poderá formar precipitados com íons de cálcio, ferro e alumínio e sedimentar, sendo tais reações impossíveis de ocorrer na ausência de oxigênio bem como em meios que possuem baixos valores de pH.

Por último, polifosfatos presentes na massa líquida poderão ser gradualmente hidrolisados e convertidos a ortofosfatos (HOUNG; GLOYNA,1984).

2.9 Algas

As algas constituem um grupo heterogêneo de organismos clorofilados, do Reino Protista, que, distintamente das bactérias, possuem membrana nuclear (eucarióticos), com exceção das cianobactérias que são procariontes (Reino Monera).

Nos ambientes das lagoas de estabilização (facultativas e de maturação) as algas e cianobactérias são os principais componentes do fitoplâncton, as quais se destacam por produzir oxigênio molecular necessário ao processo bacteriano. Em lagoas facultativas, o crescimento do fitoplâncton é intenso, constituindo-se num bom indicador da oxigenação da massa líquida, sendo um fator essencial na manutenção de níveis satisfatórios de oxigênio nestes ambientes (PARKER, 1962).

O oxigênio produzido pelo fitoplâncton, durante a fotossíntese, é consumido por bactérias e outros microrganismos da biota aquática. Simultaneamente, no

processo fotossintético, o fitoplâncton respira, durante todo o dia, consumindo oxigênio e liberando dióxido de carbono. A inibição da fotossíntese pode ocorrer devido à supersaturação de oxigênio e baixos níveis de carbono, podendo ser afetada, também, por temperaturas abaixo de 5°C e acima de 35°C. A multiplicação das algas ocorre frequentemente em pH, variando de 7,0 a 8,5, sendo essa multiplicação inibida em outras faixas (BUSH; ISHERWOOD; RODGERS, 1961).

Nas lagoas de estabilização (facultativa e maturação), em climas tropicais, os fatores que contribuem para o desenvolvimento de cianobactérias e algas são a grande disponibilidade de energia luminosa, proporcionada pela área superficial da lagoa e as concentrações elevadas de nutrientes, particularmente carbono, nitrogênio e fósforo (MARA et al., 1992).

2.10 Macrófitas ;

Macrófitas são originárias do latim, *macro=grande, fita=planta*, são vegetais terrestres que, ao longo do processo evolutivo, se adaptaram ao ambiente aquático, por isto apresenta algumas características de vegetais terrestres.

2.10.1 Macrófitas Aquáticas

Uma das primeiras menções ao termo macrófitas aquáticas foi proposta por Weaner e Clements em 1938, que as definiram como plantas herbáceas que crescem na água, em solos cobertos por água ou em solos saturados com água. Apesar de existirem outras terminologias para descrever o conjunto de vegetais adaptados ao ambiente aquático, como hidrófitas, helófitas, euhidrófitas e limnófitos, no Brasil o termo macrófitas aquática é de uso corrente (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003).

Entre as macrófitas aquáticas incluem-se vegetais que variam desde macroalgas, como o gênero *Chara*, até angiosperma, como o gênero *Typha* (ESTEVES, 1998). Do ponto de vista taxonômico, 42 famílias de dicotiledôneas, 30 de monocotiledôneas, 17 de briófitas e 6 de pteridófitos apresentam exemplares de plantas aquáticas (ESTEVES, 1998; PEREZ, 1992). Segundo Pompêo (2008), macrófitas aquáticas são plantas visíveis a olho nu com partes fotossinteticamente ativas, estão, permanentemente ou por alguns

meses em cada ano, submersas em águas ou flutuantes em sua superfície. A comunidade de macrófitas constitui um importante componente dos corpos d'água, pois, além de contribuírem para a estruturação do espaço físico proporcionando locais de reprodução e refúgio para diversos organismos, interfere na ciclagem de nutrientes e participa da base das teias alimentares como importante produtora dentro do ecossistema aquático.

As plantas aquáticas são também utilizadas em programas de biomonitoramento de ambientes lóticos⁶ e lênticos⁷, atuando como indicadores ecológicos. São vários os fatores que podem afetar a distribuição e estruturação das comunidades de macrófitas aquáticas, seja em escala local ou regional, dentre esses fatores podem ser citados os abióticos, como profundidade, temperatura, pH, entre outros, e os fatores bióticos, como competição, facilitação, potencial de dispersão e de colonização. Esses fatores atuam em conjunto tornando o corpo d'água propício ou não a colonização e desenvolvimento dessas comunidades.

Em condições favoráveis, as populações de plantas aquáticas são rapidamente disseminadas, colonizando extensas superfícies de água em tempo reduzido. Esse crescimento excessivo pode limitar o uso múltiplo da água além de contribuir para a eutrofização. Corpos d'água, que apresentam longo tempo de residência, constância do nível e localização em regiões protegidas da ação dos ventos, as quais tendem a ser mais eutróficas, são mais propícios ao crescimento de macrófitas aquáticas. Estes organismos são importantes componentes nos corpos d'água, mas as mesmas podem se proliferar rapidamente, causando prejuízos pela infestação e dificultando a dinâmica da biota no ambiente aquático, reduzindo a concentração de oxigênio dissolvido pela inibição do desenvolvimento fitoplanctônico, e, conseqüentemente, da fotossíntese, provocada pelo sombreamento e pelo consumo decorrente da decomposição de matéria orgânica submersa. São plantas que apresentam grande plasticidade ecológica podendo ser encontrada nos mais diversos habitats como brejos, lagos, rios, cachoeiras, e ambientes salobros (POMPÊO, 2008).

⁶ São águas correntes de fluxo contínuo.

⁷ São águas paradas de pouco ou nenhum fluxo.

2.11 Classificações das Macrófitas

Segundo Pedralli (1990), a comunidade de macrófitas aquáticas pode ser dividida com base em seu modo de vida (biótipo), denominado genericamente de grupos ecológicos, podendo ser classificados em (Figura 5):

- a. Macrófitas Aquática Emersas ou Emergentes – Plantas enraizadas no sedimento com folhas para fora da água;
- b. Macrófitas Aquáticas Flutuantes – Plantas enraizadas no sedimento e com folhas flutuando na superfície da água;
- c. Macrófitas Aquáticas Submersas Enraizadas – Plantas enraizadas no sedimento que crescem totalmente submersas na água. Pode crescer, via de regra, até 11m de profundidade, dependendo da disponibilidade de luz. A maioria tem seus órgãos reprodutivos flutuam na superfície ou aéreos;
- d. Macrófitas Aquáticas Submersas Livres – Plantas que tem rizoides poucos desenvolvidos e que permanecem flutuando submersa na água em locais de pouca turbulência. Geralmente ficam presas aos pecíolos e caules das macrófitas emersas. Durante o período reprodutivo emitem flores emersas (exceção da *Ceratophyllum*);
- e. Macrófitas Aquáticas Flutuantes Fixas – Enraizadas no sedimento com folhas flutuando na superfície da água;
- f. Macrófitas Anfíbias ou Semiaquáticas – São capazes de viver tanto em área alagada como fora da água;
- g. Macrófitas Epífilas – São aquelas que se instalam em outras plantas aquáticas.

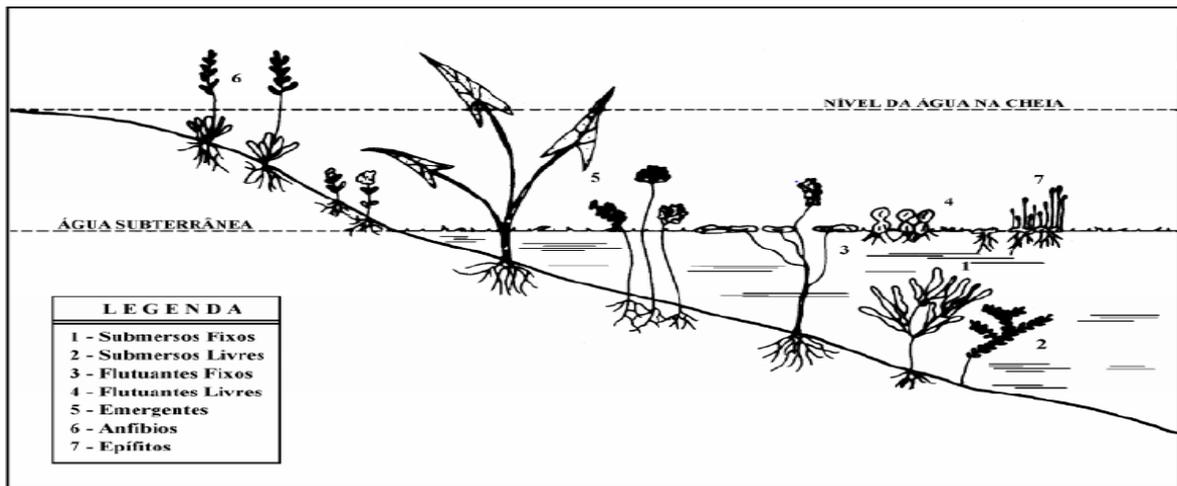


Figura 5 - Esquema da classificação das formas biológicas de macrófitas aquáticas.

Fonte: PEDRALLI, 1990.

Como são vegetais que retornaram do ambiente terrestre para o aquático, as macrófitas apresentam ainda várias características de vegetais terrestres, como: cutícula e estômato não funcionais nas maiores das espécies, além de grande capacidade de adaptação e amplitude ecológica, possibilitando que a mesma espécie colonize os mais diferentes tipos de ambientes (PEDRALLI, 1990).

Segundo Horne e Goldman (1994), é possível registrar a presença de plantas aquáticas onde houver água, pois são capazes de se distribuir nos extremos e de se adaptar às situações mais adversas, já que aparecem no gelo dos mares polares, nos picos mais altos das serras, e nas águas mais profundas dos oceanos. No Brasil, sua maior ausência verifica-se nas regiões das caatingas, mas, onde se formam açudes, elas surgem numa profusão semelhante a das lagoas naturais.

2.12 Fatores Associados ao Crescimento das Macrófitas Aquáticas

As macrófitas aquáticas ocorrem praticamente em todas as regiões biogeográficas, sendo que a maior diversidade destas plantas encontra-se na região neotropical com aproximadamente 61% das espécies endêmicas (THOMAZ, 2002).

O desenvolvimento das macrófitas aquáticas é influenciado principalmente por fatores inerentes à limnologia, incluindo os relacionados com atributos físicos

como geomorfologia (geologia e topografia), sedimento, clima e hidrologia, além de interações bióticas (THOMAZ, 2002). Entre os principais fatores abióticos pode-se citar: temperatura, vento, precipitação, disponibilidade de luz, característica do substrato, concentração de nutrientes (nitrogênio e fosforo), condutividade, pH e variação do nível da água. Entre os fatores bióticos ressalta-se a competição inter e intraespecífica, a herbivoria e o potencial de dispersão e colonização de cada espécie.

A. Temperatura

Nenhum outro fator tem influência tão grande sobre as propriedades físico-químicas, o comportamento biológico, metabólico e fisiológico dos ecossistemas aquáticos como a temperatura. A temperatura da água influencia a distribuição e produtividade das plantas aquáticas por afetar sua fisiologia.

Muitas macrófitas possuem ampla faixa de tolerância à temperatura, ocorrendo desde locais de climas temperados a climas tropicais, porém, que elevadas temperaturas favorecem o aumento da biomassa de diversas espécies sendo que cada uma possui seu valor de temperatura ideal (THOMAZ, 2002).

B. Disponibilidade de Luz

A disponibilidade de luz é de extrema importância para qualquer planta. No ecossistema aquático a luz influencia a produtividade das macrófitas, aumentando ou inibindo seu crescimento de acordo com cada espécie. Com maior irradiância diversas espécies submersas apresentam maior crescimento, já algumas espécies flutuantes apresentam menores taxas de crescimento quando submetidas às altas intensidades de luz (THOMAZ, 2002).

A entrada de luz na coluna de água está positivamente relacionada com a transparência da água, que por sua vez está negativamente relacionada à turbidez. Águas mais claras recebem mais luz, condição essencial para a colonização por espécies submersas (THOMAZ, 2002).

C. Variação do Nível de Água

A brusca oscilação do nível da água em rios e reservatórios pode atuar como fator limitante a produtividade de macrófitas aquáticas. As espécies

emergentes e submersas são as mais afetadas pela diminuição das águas (THOMAZ, 2002).

Ambientes onde ocorre grande flutuação do nível de água, como planícies de inundação, apresentam uma comunidade de macrófitas mais rica e com grande diversidade quando comparada à comunidade de ambientes estáveis. As cheias nas planícies de inundação são responsáveis por mudanças profundas na organização da comunidade de macrófitas aquáticas, além disso, essas cheias permitem a troca de espécies entre rios e lagoas marginais. O ciclo, cheia - seca, cria uma heterogeneidade ambiental que aumenta a diversidade de espécies. Além disso, por estes ambientes sofrerem distúrbios intermediários constantes, há uma provável redução da dominância de espécies como as flutuantes (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006).

D. Velocidade das Correntes dos Corpos Hídricos

A velocidade da corrente também influencia no crescimento e na ocorrência das macrófitas aquáticas. Para as espécies flutuantes, a força da correnteza influencia na sua distribuição e ocorrência nos diversos ambientes, podendo impedir a formação de bancos de plantas. Enquanto que, nas espécies enraizadas, a influência ocorre sobre a estabilidade do solo, que pode ser afetada por processos erosivos ou pela sedimentação (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006).

E. Concentração de Nitrogênio e Fosforo

Os elementos fósforo (P) e nitrogênio (N) são constituintes das moléculas que atuam no processo metabólico das macrófitas aquáticas, sendo o fósforo (P) um dos constituintes de compostos responsáveis pelo armazenamento de energia nas células e o nitrogênio (N) presente nas proteínas. Ambos os elementos estão relacionados aos mais importantes processos fisiológicos das plantas, como fotossíntese e respiração. Sendo assim, a concentração desses elementos no ecossistema aquático pode limitar ou favorecer a produtividade primária dessas plantas. Dependendo do biótipo da planta, essa pode retirar os nutrientes necessários diretamente da coluna de água ou do sedimento (THOMAZ, 2002).

Altas concentrações de nitrogênio (N) e fósforo (P) na água indicam poluição, principalmente por matéria orgânica, o que pode acarretar em um processo de eutrofização, com a diminuição do oxigênio dissolvido, causando grande perda na biodiversidade local. O aumento desses nutrientes na água também é proveniente do uso intensivo de fertilizantes na agricultura, que por lixiviação, alcança os corpos de água (SPERLING, 2011).

Uma relação positiva entre abundância e produtividade de macrófitas aquáticas, com a concentração de nitrogênio (N) e fósforo (P) na água ou no sedimento e a maior ocorrência de espécies flutuantes em locais mais estróficos também tem sido relatada. A principal ação proposta no manejo de espécies flutuantes é a redução do nível de nutrientes no corpo hídrico (SPERLING, 2011).

2.13 Métodos de Controle

Com a eutrofização dos corpos hídricos devido à ação antrópica, as macrófitas aquáticas podem apresentar intenso crescimento e tornam-se prejudiciais aos usos múltiplos da água e do corpo hídrico. Assim, surge a necessidade de se adotar medidas para o controle da infestação. Dentre os principais métodos de controle estão o biológico, o mecânico, o físico e o químico (POMPÊO, 2008).

Para a seleção do método de controle, para cada procedimento empregado, é importante conhecer suas vantagens e desvantagens para o ecossistema aquático e aos usos múltiplos do sistema. Considerar o tipo ecológico da macrófitas aquática e conhecer a biologia da planta corrobora com a tomada de decisão.

A. Controle Biológico

O controle biológico é baseado na utilização de inimigos naturais da macrófitas alvo, visando reduzir sua população de forma a não causar problemas ao corpo hídrico (PITELLI *et al.*, 2003). Para o controle de macrófitas aquáticas, vários organismos são utilizados, como fungos, bactérias, moluscos e peixes. Este método é considerado efetivo, com adequações ao tipo de habitat, além do baixo custo e do reduzido potencial de impacto ambiental (PITELLI, R.; NACHTIGAL; PITELLI, R. L., 2003).

Como exemplo, a carpa capim, peixe nativo da Ásia, apresenta baixa especificidade alimentar, consumindo praticamente todas as macrófitas aquáticas de um lago, além de partes terrestres que apresentam estruturas pendentes no copo da água. No entanto, para evitar a ocupação desordenada, são utilizados animais triplóides, que são estéreis. Este método é considerado barato em comparação com outros métodos de controle. Dentre as espécies brasileiras o pacu mostrou-se como potencial agente no controle biológico de algumas macrófitas.

Já a estratégia de biocontrole de plantas invasoras, envolve o aumento da efetividade do organismo candidato, por meio de propágulos com a finalidade de gerar um alto nível de desenvolvimento de doença, com consequente morte ou supressão de populações de planta daninha em questão. Um dos impedimentos da aplicação desta técnica é a dificuldade de cultivar em larga escala estes organismos (PITELLI, R.; NACHTIGAL; PITELLI, R. L., 2003).

B. Controle Mecânico

O método de controle mecânico consiste na remoção das macrófitas utilizando pás, facas e bolsas vazadas para retirar e armazenar as porções vegetais removidas da planta.

Sua vantagem é ser específica, com remoção unicamente das espécies desejadas, com mínimo impacto sobre as demais plantas presentes no lago.

Outro procedimento implica no corte das macrófitas enraizadas, mas sem a remoção de suas raízes. Para esta finalidade é utilizado um equipamento em forma de “v”, com lâminas cortantes na parte externa. Este método é útil para uso em pequenos corpos de água e com a desvantagem de não ser seletivo e permitir a rebrota (POMPÊO, 2008). Um ancinho robusto também é um instrumento útil para a remoção da macrófitas aquáticas enraizadas, sua desvantagem é não ser específico, removendo qualquer planta aquática, além de revolver o sedimento, com impacto sobre os organismos bentônicos e na qualidade da água (POMPÊO, 2008).

O uso de tela para cobrir o sedimento também é utilizado. Seu objetivo é reduzir ou bloquear a luz disponível impedindo o crescimento de macrófitas aquáticas enraizadas. Como desvantagem, a consequente redução da área

para organismos bentônicos, além de poder ser, também, prejudicial para outros animais que revolvem o sedimento ou constroem ninhos como algumas espécies de peixes. As telas e fixadores podem apresentar risco de segurança a barqueiros e nadadores. Em ambientes rasos, com luz até o fundo, as macrófitas aquáticas podem rapidamente colonizar a porção superior da tela. Nesse caso a manutenção regular é essencial para estender a vida útil da barreira de fundo.

Os cortadores mecânicos também são utilizados para a poda abaixo da lâmina de água, sendo constituídas por um conjunto de lâminas que se movimentam umas sobre as outras, enquanto é passada na profundidade escolhida para a poda. Após o corte a vegetação é removida por coleta manual. Também não é um instrumento seletivo, cortando todas as espécies (POMPÊO, 2008).

Outro método mecânico, que também pode ser utilizado, é a alteração do nível de água, que consiste em alterar a altura da lâmina de água, permitindo acúmulo ou redução de água no lago. Este procedimento modifica o regime de luminosidade para as plantas submersas e diminui a cota da lâmina de água, reduzindo a área potencial para colonização no sedimento, tanto para as plantas emersas quanto para as submersas. O ponto negativo deste método é a modificação da altura da lâmina da água, modificando a hidrodinâmica de todo o sistema e alterando o padrão de estratificação e de luminosidade, com reflexo em toda biota.

A dragagem mediante o uso de mangueira e bomba permite sugar o sedimento e todas as partes da macrófitas aquática, inclusive raízes. Este método é seletivo, sendo possível remover a espécie problema, deixando as demais intactas, mas poderá ser prejudicial a organismos bentônicos. Dentre os pontos negativos é possível destacar o custo da operacionalização, além de revolver e levantar o sedimento, com potencial de liberar nutrientes, metais e outras substâncias tóxicas para a coluna de água (POMPÊO, 2008).

Existe também o *rotovation* (Figura 6), que é um grande equipamento com lâminas giratórias que revolvem o sedimento, removendo a vegetação enraizada. É uma máquina de elevado custo e requer manutenção permanente. Ao revolver o sedimento a água fica temporariamente turbida e

nutrientes e metais pesados são lançados na coluna da água, além de prejudicar a fauna bentônica.



Figura 6 - Equipamento Rotovation .

Fonte: POMPEO, 2008.

Um dos métodos mais simples é o tingimento da água, diminuindo a luminosidade disponível para as macrófitas, levando-as a mortes.

Já o uso de ceifadeiras (Figura 7), também utilizado em alguns controles, consiste numa grande máquina que corta e recolhe as macrófitas, por meio de um sistema de esteiras depositadas num compartimento no próprio equipamento. Junto com as plantas, as ceifadeiras também removem pequenos peixes, invertebrados, anfíbios e tartarugas. Antes de lançá-lo em um corpo hídrico é conveniente inspecionar e limpar o equipamento para evitar a disseminação de espécies nocivas ou exóticas.



Figura 7 – Ceifadeira.

Fonte: POMPEO, 2008.

Este equipamento permite a rápida abertura de áreas antes infestadas.

C. Controle Térmico

Este método ainda está em estudo, consiste na aplicação de diferentes doses de fogo através de equipamento próprio com regulagem de chama, representadas pela quantidade de gás consumida durante a aplicação na lâmina de água. Este método mostrou-se eficaz para algumas espécies, mas ineficientes para outras (POMPÊO, 2008).

D. Controle Químico

A respeito do controle químico, o Brasil não possui autorização para utilização de herbicidas em plantas aquáticas flutuantes e marginais. O herbicida fluridone está registrado para o controle de macrófitas submersas, porém não é utilizado por falta de regulamentação de seu uso e alto custo para corpos hídricos com curto tempo de renovação de água (PITELLI et al., 2008).

2.14 Destinos das Macrófitas

Grandes infestações podem dificultar os usos da água, a própria vida no ambiente aquático e o tratamento de efluentes, comprometendo a eficiência dos sistemas (MARCONDES et al., 2002). A presença de macrófitas reduz a concentração de oxigênio dissolvido, pela inibição do desenvolvimento de fitoplanctônico, provocado pelo sombreamento e pela decomposição de matéria orgânica aderida ao sistema radicular (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008).

O potencial de absorção de nutrientes por macrófitas é determinado pelo aumento de biomassa e concentração dos nutrientes nos tecidos vegetais. Espécies de macrófitas que possuem rápida capacidade de produzir maior biomassa são as mais eficientes para tratamento de efluentes (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008).

Com o transporte de nutrientes como base, alguns autores propõem outros usos para a biomassa de macrófitas, como fonte de aminoácidos para alimentação animal e como fertilizante do solo, por teores elevados de cálcio, magnésio, zinco, ferro e cobre, quando comparados com espécies forrageiras e por alta produção de biomassa (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008).

Dentre outros usos para macrófitas, podem ser citados: a utilização como organismo bioindicador de poluição por cromo (Pereira et al., 2012), bioindicadora em estudos ecotoxicológicos dos herbicidas à base de glyphosate e oxyfluorfen (SILVA et al., 2012).

A biomassa seca também pode ser utilizada como absorventes naturais para o controle da poluição da água; para produção de gases em biodigestores, principalmente o metano; como biofiltro e no artesanato. Como ração animal para alimentação de caprino, no entanto, não deve ser utilizado como dieta única (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008).

O descarte da biomassa de macrófitas em aterros sanitários é regulamentado pela Resolução CONAMA 308/2002 (Licenciamento ambiental de sistemas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos gerados em municípios de pequeno porte), em aterros específicos (POMPÊO, 2008).

2.15 Uso de Macrófitas como Fonte de Nutrição para o Solo

Segundo Pompêo (2008), “O emprego da macrófita aquática como fertilizante é possível por meio da compostagem. A compostagem é um processo de reutilização dos resíduos orgânicos, como a biomassa vegetal das macrófitas aquáticas. Por meio de processos biológicos, e em condições físicas e químicas adequadas, a decomposição do resíduo orgânico fornece como produto final o fertilizante orgânico. Além de reduzir à metade a massa vegetal processada, obtém-se no curto prazo um produto final bioestabilizado (composto orgânico), que pode ser empregado na agricultura ou no solo sem risco ambiental significativo.”

O processo se constitui basicamente de duas etapas: Verificar a questão da “transcrição”, por favor.

- a. Física, onde ocorre o preparo dos resíduos, fazendo-se uma separação entre a matéria a ser compostada e outros materiais (potencialmente recicláveis ou rejeitos) e em seguida uma homogeneização;
- b. Biológica, que consiste na fermentação e na digestão do material, realizada em condições controladas, num período que varia entre 60 a 120 dias.

Na compostagem em sistema aberto, esta etapa é feita em pátios especialmente preparados, sendo o material orgânico disposto em montes que operam por reviramento ou por aeração forçada (caso que necessita de equipamentos especiais). Já na compostagem em sistema fechado, a matéria orgânica é colocada em biodigestores onde o processo ocorre mais aceleradamente não dispensando o emprego de equipamentos próprios para a maturação do composto. Os sistemas operados aerobicamente apresentam maior rendimento e não produzem odor desagradável(POMPÊO,2008) A compostagem apresenta como desvantagem a extensão da área onde o material deverá ser trabalhado, (que deve ser suficientemente grande para a disposição das leiras). O material orgânico deve estar isento de contaminação, pois há relatos de compostos com altos percentuais de metais pesados (THOMAZ, 2002). Neste último caso, teores elevados de metais pesados inviabilizam o uso do composto. Thomaz (2002) demonstrou que é possível

transformar macrófitas em composto orgânico por meio do processo de fermentação ao ar livre.

A reciclagem das macrófitas removidas, e posteriormente empregada como adubo agrícola, é regulada pelo Decreto Federal nº4954/2001 – Aprova o Regulamento de Lei nº 6894, de dezembro de 1980, que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizante, destinados a agricultura, e dá outras providencias.

Pela Portaria nº 49/2005 – Submete a consulta pública o Projeto de Instrução Normativa, que aprova os limites máximos de agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas, admitidos nos fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizante.

Capítulo 3 – Material e Métodos

3. Material e Métodos

A pesquisa foi desenvolvida em 9 etapas, conforme descrito no fluxograma a seguir (Figura 8).



Figura 8 - Fluxograma do trabalho.

A coleta das amostras de solo utilizadas neste experimento foi feita no Complexo Portuário de Tubarão, localizado na cidade de Serra, no estado do Espírito Santo, mesmo local onde está instalada a Estação Lagoa de Estabilização (ELE) responsável pelo tratamento dos efluentes sanitários (Figura 9).



Figura 9 - Indicação do local da coleta de solo.

Fonte: A partir de Vale, 2013.

O clima na região é classificado, segundo Koppen e Geiger (1928), como tropical e está localizado nas seguintes coordenadas geográficas: -20,258877° e -40,256118°.

A vegetação no local de coleta era composta em sua maioria por *Eucalyptus* e foi suprimida em meados de 2012 deixando o solo totalmente exposto. Para a coleta do solo foi utilizado o equipamento retroescavadeira (Figura 10) em uma profundidade de 0-20 cm (Figura 11).

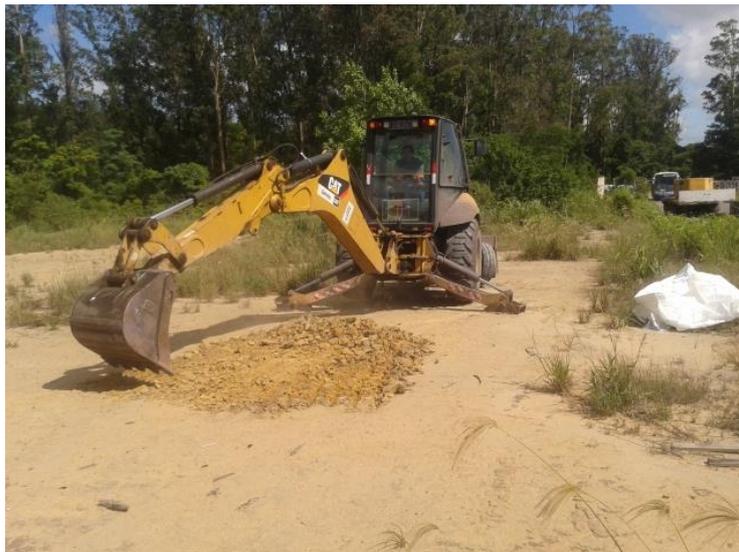


Figura 10 - Coleta de solo com retroescavadeira.



Figura 11 - Profundidade de coleta das amostras de solo.

Após a coleta, a amostra de solo foi enviada para análises no Laboratório de Ciências do Solo, do Departamento de Solos da Universidade Federal de Lavras (UFLA). O resultado das análises segue abaixo, (Quadro 1).

pH	k	P	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	Zn	Fe	Mn	Cu	B	S	SB	t	T	V	m	M.O.	P-Rem
	-----mg/dm ³ -----				-----cmol/dm ³ -----					-----mg/dm ³ -----				-----cmolc/dm ³ -----		-----%-----		-----dag/kg-----	-----mg/l-----	
3,4	22	1,71	*	0,13	0,13	1,3	4,04	1,64	36,43	0,36	0,13	0,21	47,67	0,32	1,62	4,36	7,26	80,25	0,44	23,95

Quadro 1 - Resultados das análises do solo padrão.

Fonte: CFSEMG, 1999.

O solo foi classificado como argiloso, sendo pobre em nutrientes e ácidos. Sendo possível, na sequência, definir, por meio de cálculos, as correções necessárias para garantir o mínimo de fertilidade para as plantas que serão utilizadas na fase experimental.

Foi então iniciada a fase experimental conduzida na Estação de Tratamento de Efluentes Oleosos do Complexo de Tubarão (ETEO), de responsabilidade da empresa SUEZ Tratamento de Águas LTDA, em local coberto com telhas transparentes, simulando um ambiente protegido de estufa, importante para controlar a umidade dos compostos sem interferência da ação direta de intempéries (Figura 12).



Figura 12 - Local onde foi montado o experimento.

O solo foi acondicionado em vasos com volume de 3dm^3 sendo essa quantidade o mínimo necessário para o desenvolvimento do cultivo.

Para as correções desse solo, considerando uma maior abrangência do experimento, foram adotadas 02 metodologias: com correção básica de solo (adição de calcário) e sem correção básica de solo.

Para a correção básica do solo foi aplicado 48% de CaO e 10% de MgO, utilizando as seguintes quantidades:

Vasos com 100% de solo – 3,82g

Vasos com 75% de solo – 2,86g

Vasos com 50% de solo – 1,91g

Vasos com 25% de solo – 0,95g

Vasos sem solo – 3,82g

Ressalta-se que, mesmo nos vasos com 100% do composto orgânico, foi feita a correção.

Seguindo com as correções necessárias, para garantir o mínimo de fertilidade, foi feita nos vasos com a presença de solo, a aplicação de um “mix” de micronutrientes composto de B (0,8mg/dm³), Zn (5,0 mg/dm³), Mn (3,6mg/dm³), Cu (1,5mg/dm³), Fe (5mg/dm³) e M.O. (0,15mg/dm³), nas seguintes quantidades:

Vasos com 100% de solo – 4,815x10⁻⁵g

Vasos com 75% de solo – 3,611x10⁻⁵g

Vasos com 50% de solo – 2,407x10⁻⁵g

Vasos com 25% de solo – 0,902x10⁻⁵g

Vasos sem solo – 0,0.

Para o fornecimento de nitrogênio (N) foi utilizado a ureia, nas seguintes quantidades:

Vasos com 100% de solo – 0,99g/dm³

Vasos com 75% de solo – 0,74g/dm³

Vasos com 50% de solo – 0,49g/dm³

Vasos com 25% de solo – 0,24g/dm³

Vasos sem solo – 0,0.

A adubação com fósforo (P) foi feita com aplicação de superfosfato simples, seguindo as quantidades abaixo:

Vasos com 100% de solo – 15,72g/dm³

Vasos com 75% de solo – 11,79g/dm³

Vasos com 50% de solo – 7,86g/dm³

Vasos com 25% de solo – 3,93g/dm³

Vasos sem solo – 0,0.

Para obtenção do potássio (K), foi utilizado o cloreto de potássio (KCL) nas seguintes quantidades:

Vasos com 100% de solo – 0,90g/dm³

Vasos com 75% de solo – 0,67g/dm³

Vasos com 50% de solo – 0,45g/dm³

Vasos com 25% de solo – 0,22g/dm³

Vasos sem solo – 0,0.

Além do preparo supracitado, foram adicionadas às amostras diferentes porcentagens de composto orgânico, formado a partir da desidratação natural das macrófitas coletadas da Estação Lagoa de Estabilização (ELE). Para a desidratação foram utilizados recipientes plásticos de 200 litros, cortados longitudinalmente, com furações laterais para facilitar o escoamento dos líquidos e aumentar a ventilação interna, a desidratação se deu por um período de 60 dias em local protegido na própria Estação Lagoa de Estabilização. Após a desidratação das macrófitas o composto orgânico foi enviado ao Laboratório de Análises do Solo e Planta do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) para análises químicas, macros, micronutrientes e metais, conforme descrito no quadro 2 e 3.

As	Cd	Pb	Cr	Hg	Ni	Se
-----mg/kg-----						
3,8	<1	2,4	12,2	<1	11,7	9,9

Quadro 2 – Análise de Metais.

Fonte: CFSEMG, 1999.

N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Carbono Orgânico	Relação C/N
-----g/KG-----												
-----mg/Kg-----						-----g/kg-----		-----mg/kg-----		-----g/kg-----		
53,5	11,4	12,8	14,1	2,5	9,8	311,4	10,7	7,7	379,5	87,7	578,7	10,8

Quadro 3 – Análise químicas, macros e micros nutrientes.

Fonte: CFSEMG, 1999.

A preparação dos vasos teve início com o peneiramento do solo em peneira com diâmetro de 3mm e a quebra manual dos torrões formados no composto orgânico (Figura 13).



Figura 13 - Preparação dos vasos.

Para a aplicação daqueles insumos para a correção do solo e do CO, cada amostra do experimento foi preparada separadamente, sendo medido o volume de solo, CO e pesados os insumos (Figura 14). A mistura foi feita manualmente, utilizando sacos plásticos com capacidade de 10 litros (Figura 14 e Figura 15).



Figura 14 - Mistura dos insumos com solo e CO.

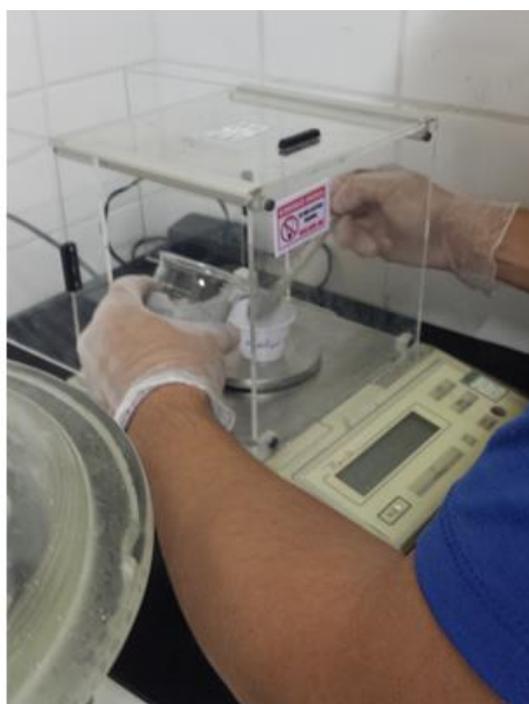


Figura 15 - Pesagem dos insumos.

Para a análise do desenvolvimento do experimento foi utilizado o plantio de uma gramínea originária da Região dos Grandes Lagos em Uganda (África).

Essa gramínea foi introduzida no Brasil em 1960, onde se adaptou muito bem, principalmente nas áreas dos cerrados (VALADARES FILHO, 2000). Foi escolhida para o experimento por ser uma espécie vigorosa, perene e resistente a seca adaptando-se bem em regiões tropicais úmidas como é a característica do local escolhido para o experimento. Foram cultivados vasos de 5,51 litros sem furos. Cada vaso recebeu amostras de solo com o composto orgânico e foram dispostos em delineamento inteiramente casualizado (Figura 16), com 1 tipo de solo, 2 fatores (com correção e sem correção), 5 porções do composto orgânico, 10 tratamentos, 4 repetições, totalizando 40 unidades experimentais (Figura 17).

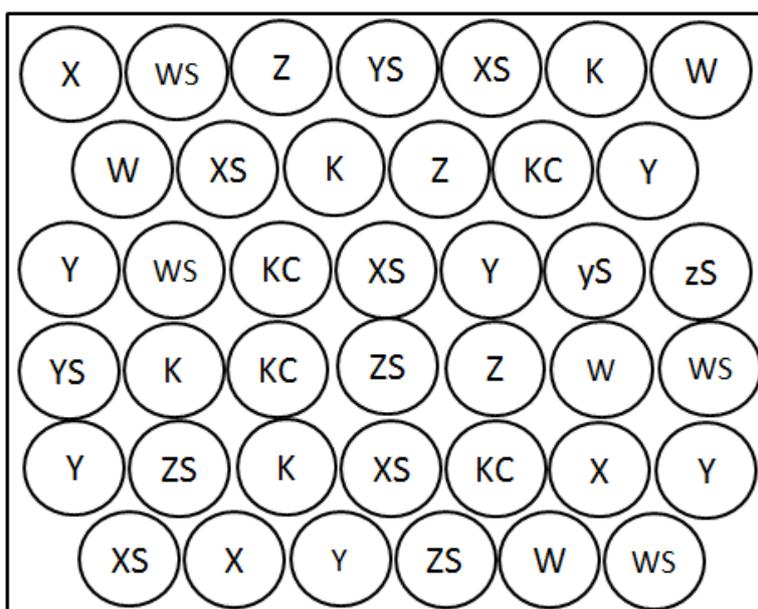


Figura 16 - Modelagem do experimento em delineamento inteiramente casualizado.

Onde:

- X = 00% de composto orgânico com correção do solo;
- Y = 25% de composto orgânico com correção de solo;
- W = 50% de composto orgânico com correção de solo;
- Z = 75% do composto orgânico com correção de solo;
- K = 100% do composto orgânico com correção de solo;
- XS = 00% de composto orgânico sem correção de solo;
- YS = 25% de composto orgânico sem correção de solo;
- WS = 50% de composto orgânico sem correção de solo;
- ZS = 75% do composto orgânico sem correção de solo;

KS = 100% do composto orgânico sem correção de solo.



Figura 17 - Disposição do experimento.

Após a preparação e disposição dos vasos, cada unidade recebeu 10 gramas de sementes dispostas de forma centralizada (Figura 18). As sementes foram plantadas a 1 cm da superfície e submetida a hidratação de 0,6 ml de água na primeira aplicação (Figura 19). No decorrer do experimento foi avaliado diariamente o nível de humidade dos vasos para a irrigação. A água utilizada foi fornecida pela concessionária local no padrão de potabilidade de acordo com a Portaria 518 do Ministério da Saúde.



Figura 18 - Plantio da *brachiaria* no experimento.



Figura 19 - Hidratação do experimento.

O experimento foi conduzido durante 138 dias onde observou-se o desenvolvimento maior de algumas plantas conforme fotos abaixo:

Vasos com 00% de composto orgânico com correção do solo (Figura 20).



Figura 20 - Vasos com 00% de composto orgânico com correção do solo.

Vasos com 00% de composto orgânico sem correção do solo (Figura 21).



Figura 21 - Vasos com 00% de composto orgânico sem correção do solo.

Vasos com 25% de composto orgânico com correção do solo (Figura 22).

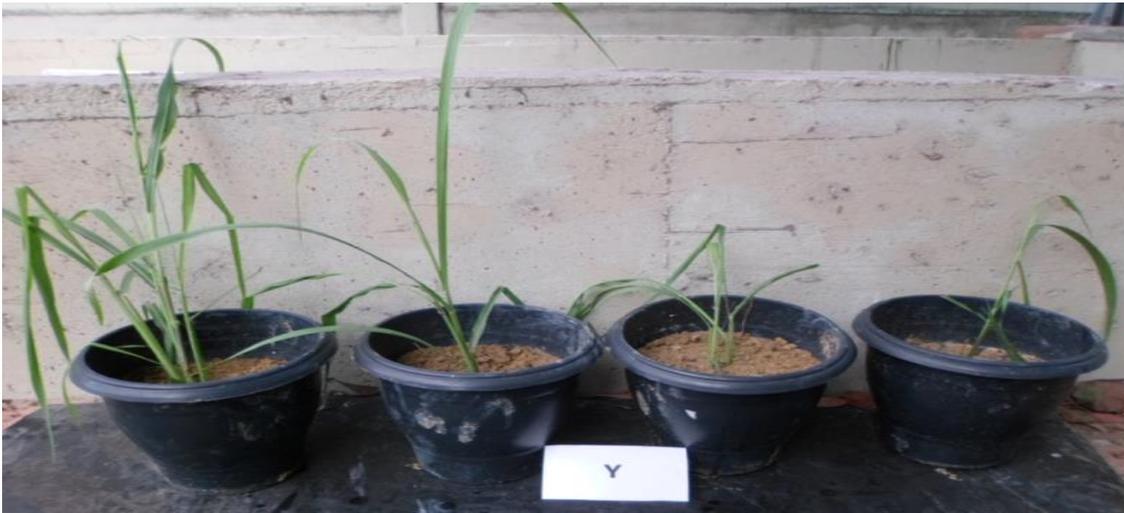


Figura 22 - Vasos com 25% de composto orgânico com correção do solo.

Vasos com 25% de composto orgânico sem correção do solo (Figura 23).



Figura 23 - Vasos com 25% de composto orgânico sem correção do solo.

Vasos com 50% de composto orgânico com correção do solo (Figura 24).

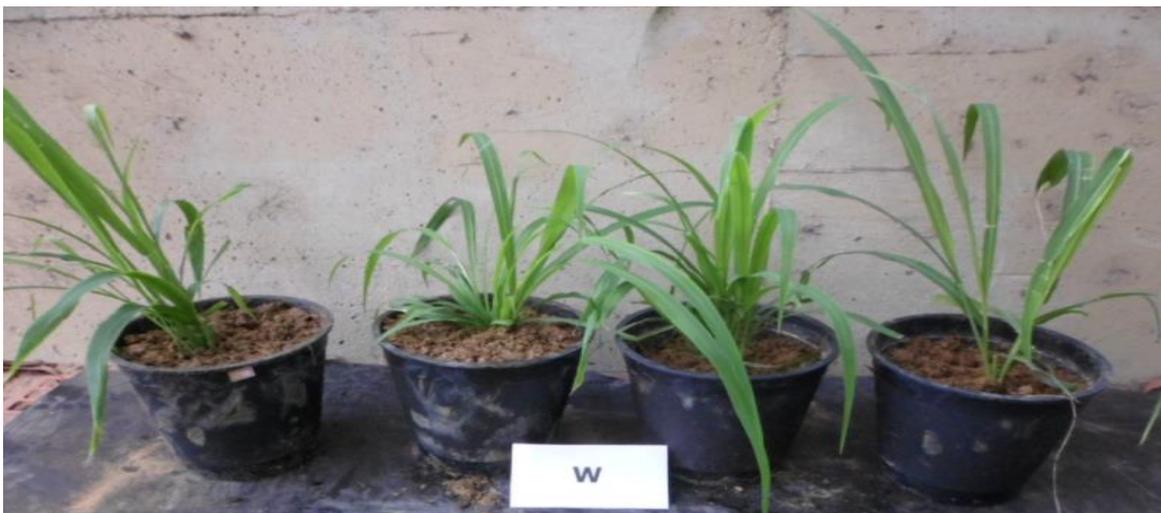


Figura 24 - Vasos com 50% de composto orgânico com correção do solo.

Vasos com 50% de composto orgânico sem correção do solo (Figura 25).

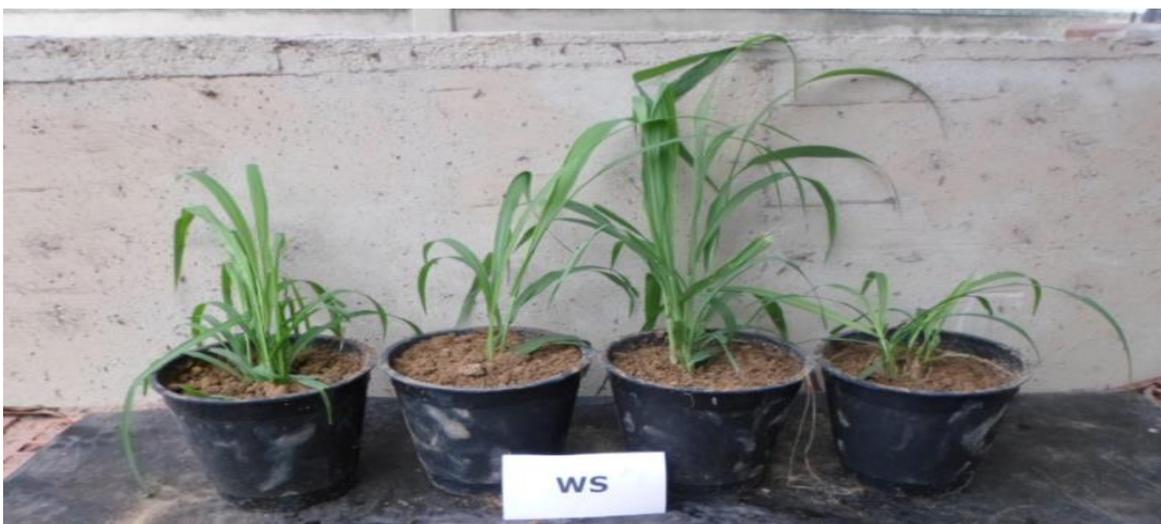


Figura 25 - Vasos com 50% de composto orgânico sem correção do solo.

Vasos com 75% de composto orgânico com correção do solo (Figura 26).



Figura 26 - Vasos com 75% de composto orgânico com correção do solo.

Vasos com 75% de composto orgânico sem correção do solo (Figura 27).



Figura 27 - Vasos com 75% de composto orgânico sem correção do solo.

Vasos com 100% de composto orgânico com correção do solo (Figura 28).



Figura 28 - Vasos com 100% de composto orgânico com correção do solo.

Vasos com 100% de composto orgânico sem correção do solo (Figura 29).



Figura 29 - Vasos com 100% de composto orgânico sem correção do solo.

Aos 90 dias o bloco experimental ficou com visual abaixo (Figura 30):



Figura 30 - Visual do bloco experimental.

Iniciou então a preparação do material para envio aos laboratórios para análises.

As plantas foram retiradas dos vasos e lavadas (Figura 31).



Figura 31 - As plantas foram retiradas dos vasos e lavadas.

Foram secas ao sol (Figura 32).



Figura 32 - Plantas secas ao sol.

E embaladas para envio ao Instituto Agronômico de Campinas (IAC) onde foram feitas as análises do material (Figura 33).



Figura 33 - Amostras para envio ao Instituto Agronômico de Campinas (IAC).

Os vasos foram separados de acordo com os tratamentos, o solo de cada tratamento foi misturado e coletado as amostras para as análises (Figura 34).



Figura 34 - Diferentes frações do composto orgânico misturado.

Após esta mistura as amostras de solo foram embaladas e enviadas para a Universidade Federal de Lavras onde foram feitas as análises (Figura 35).



Figura 35 - Amostras embaladas para análise.

Capítulo 4 – Resultados e Discussão

4. Resultados e Discussão

4.1 Análise Químicas do Solo

Nota-se que os valores de pH em função das frações utilizadas não variaram em grandes escalas. Porém, pode-se perceber que para o tratamento em que se utilizou a maior fração do CO (KS-100% CO sem correção), o valor de pH tendeu a ser mais básico, mas de maneira geral não houve grandes alterações variando de 4 a 6,1 sendo considerado de acidez muito elevada a média conforme observado (Frações do CO

Figura 36) (CFSEMG,1999).

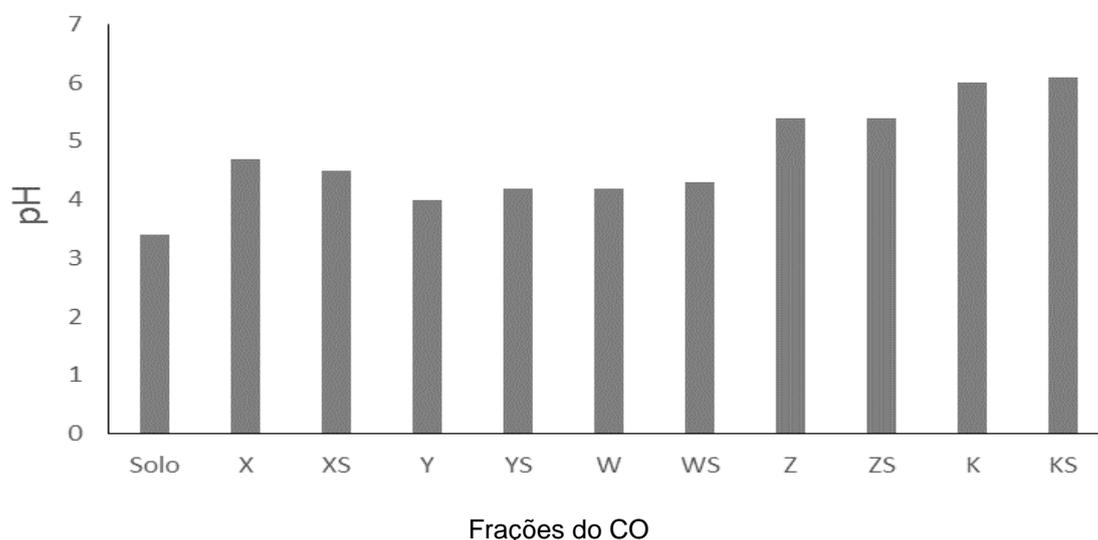


Figura 36 – Valores de pH nas frações do CO.

Micronutriente	Classificação				
	Muito baixo	Baixo	Médio ^{1/}	Bom	Alto
	----- (mg/dm ³) ^{2/} -----				
Zinco disponível (Zn) ^{3/}	≤ 0,4	0,5 - 0,9	1,0 - 1,5	1,6 - 2,2	> 2,2
Manganês disponível (Mn) ^{3/}	≤ 2	3 - 5	6 - 8	9 - 12	> 12
Ferro disponível (Fe) ^{3/}	≤ 8	9 - 18	19 - 30	31 - 45	> 45
Cobre disponível (Cu) ^{3/}	≤ 0,3	0,4 - 0,7	0,8 - 1,2	1,3 - 1,8	> 1,8
Boro disponível (B) ^{4/}	≤ 0,15	0,16 - 0,35	0,36 - 0,60	0,61 - 0,90	> 0,90

Quadro 2 - Classes de interpretação da disponibilidade para os micronutrientes.

Fonte: CFSEMG, 1999.

Foi observada diferença nos teores dos micronutrientes B, Zn, Mn, Cu e Fe. Entretanto, para alguns destes, não houve aumento em função da incorporação de diferentes frações do CO ao solo.

Podemos observar na figura 37, que os teores de B, se apresentaram altos no CO, porém estes valores não aumentaram com o aumento da fração do CO incorporado ao solo. O resultado encontrado no solo padrão do experimento foi de 0,21 mg/dm³, no CO 311,4 mg/dm³ já as amostras dos vasos variaram de baixo a alto conforme referência do quadro 4, com teores oscilando de 0,24 a 1,19 mg/dm³, não apresentando correlação com o aumento da fração do CO incorporado ao solo.

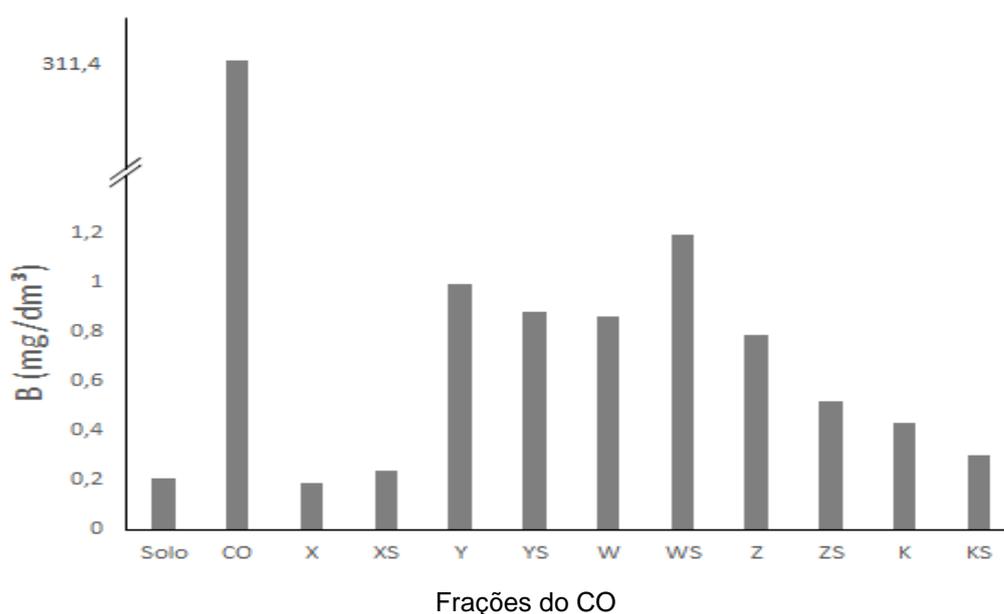


Figura 37 – Valores de Boro disponível (B) nas frações do CO.

Para o paramento Mn os teores encontrados nos vasos se apresentaram altos variando de 10,21 a 211,10 mg/dm³ com escala crescente em função do aumento das frações do CO que apresentou teor de 379.5 mg/dm³ com resultado do solo padrão em 0,36mg/dm³ (Frações do CO Figura).

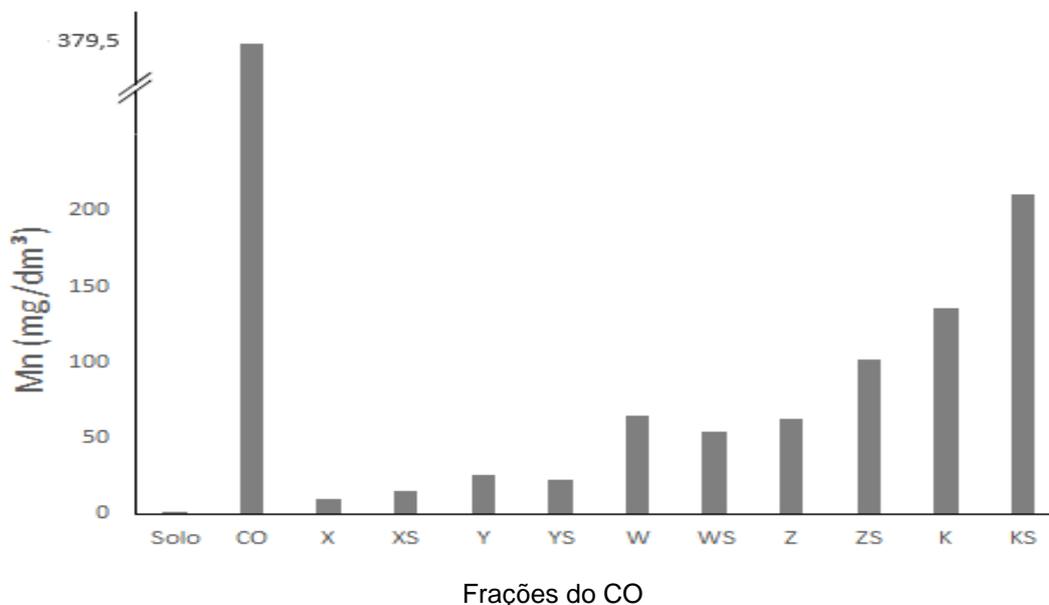


Figura 38 - Teores totais Mn em função das frações do CO.

Scherer, Aita e Baldissera (1996) mencionam que compostos orgânicos formados a partir de dejetos e resíduos de estações de tratamento possui ação benéfica nas propriedades físicas e químicas do solo e intensifica a atividade microbiana e enzimática.

Epstein e Bassein (2001) relataram que o Cu se acumula na superfície dos solos devido à grande interação do elemento com a matéria orgânica e argila. Essa forte interação é resultado da formação de complexos de esfera interna entre o cobre e a matéria orgânica (GUILHERME; ANDERSON, 1998). O Cu apesar de apresentar um teor baixo na análise do solo padrão 0,13 mg/dm³, quando misturados com as diferentes frações do CO atingiu teores oscilando de 0,7 a 0,91 mg/dm³ sendo considerado de nível baixo a médio segundo as classes de interpretação da disponibilidade para os micronutrientes Quadro 4.

O Zn demonstrou comportamento semelhante ao Cu, porém, de maneira geral, os teores encontrados para esse elemento foram bem maiores que para o Cu.

Os teores médios de Cu situaram-se entre 0,07 e 0,91 mg/dm³ (Figura 39), ao passo que para o Zn foram encontrados valores entre 5,76 e 22,66 mg/dm³

(Frações do CO

Figura 39).

A comparação dos teores desses elementos em mg/dm³ torna-se pertinente pelo fato de seus pesos moleculares terem valores bem próximos, o que causa

proporcionalidade de seus valores em moléculas. Teores totais de Cu e Zn foram determinados por diversos autores em Latossolos e os valores desses cátions encontrados nos trabalhos de, Oliveira et al. (2005) e Vendrame et al. (2007).

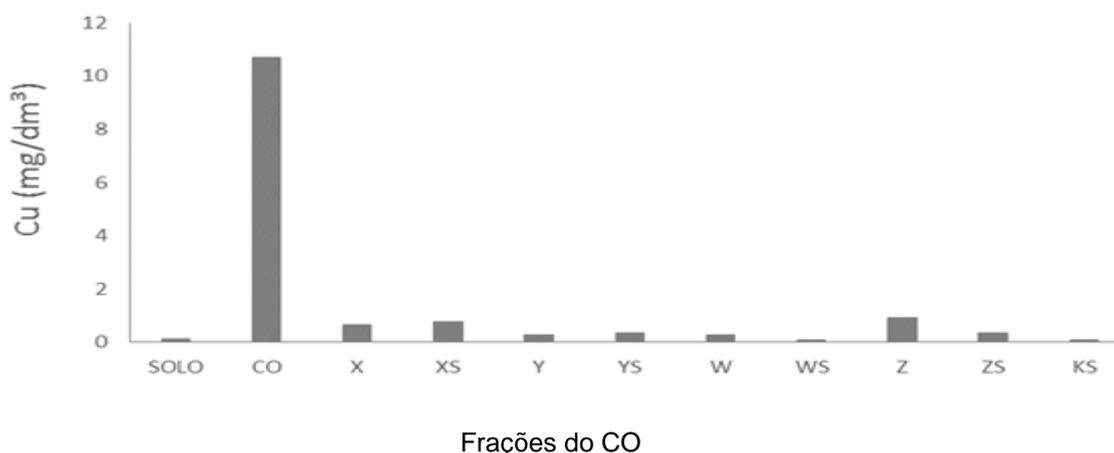


Figura 38 – Teores totais de Cu em função das frações do CO.

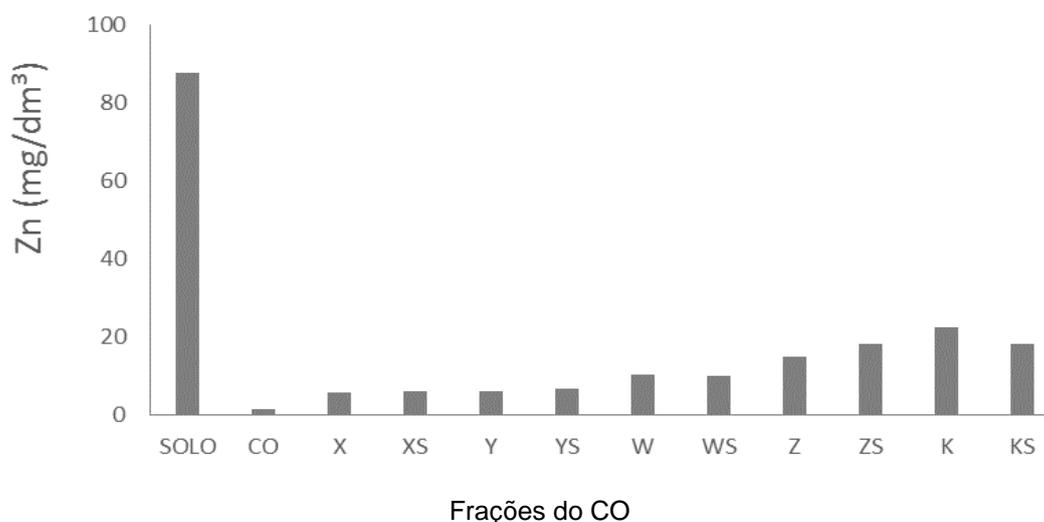


Figura 39 - Teores totais de Zn em função das frações do CO.

Ao se compararem os teores desses dois elementos com as análises realizadas na parte aérea do tecido vegetal da cultura usada no estudo, nota-se que os teores de Cu e Zn na área de referência variaram pouco entre os vasos com as diferentes frações do CO.

No entanto, a concentração tanto de Cu como de Zn nos vasos com menor fração do CO foi menor que nos vasos com as maiores frações, mostrando que

além da interação desses cátions com o solo, a aplicação do CO também contribuiu para o aumento dos teores de Zn e Cu.

Com relação aos valores de prevenção para Cu e Zn, observa-se que nem mesmo o vaso com a maior fração do CO (K e KS) atingiu o limite, ou seja, os valores de prevenção estabelecidos pelo CONAMA (2009). Sendo assim, a adição do CO em todos os vasos estudados não acarreta problemas de poluição do solo pelos cátions em questão. Esse resultado é significativo, visto que estudos relatam a possibilidade da contaminação do solo e da água por meio da aplicação de CO, devido à alta concentração de metais pesados, como Zn e Cu, presentes nesse material (GRÄBER et al., 2005).

O parâmetro Fe apresentou índices bastantes altos quando comparado com as classes de interpretação da disponibilidade para os micronutrientes, quadro 4.

O teor encontrado no solo padrão foi de 36,43 mg/dm³ já no CO foi de 7,7 mg/dm³ os teores encontrados nos vasos com as diferentes frações do CO e solo variaram de 91,96 a 409,09 mg/dm³ não apresentado correlação com o aumento das frações do CO conforme observado na (Figura 40).

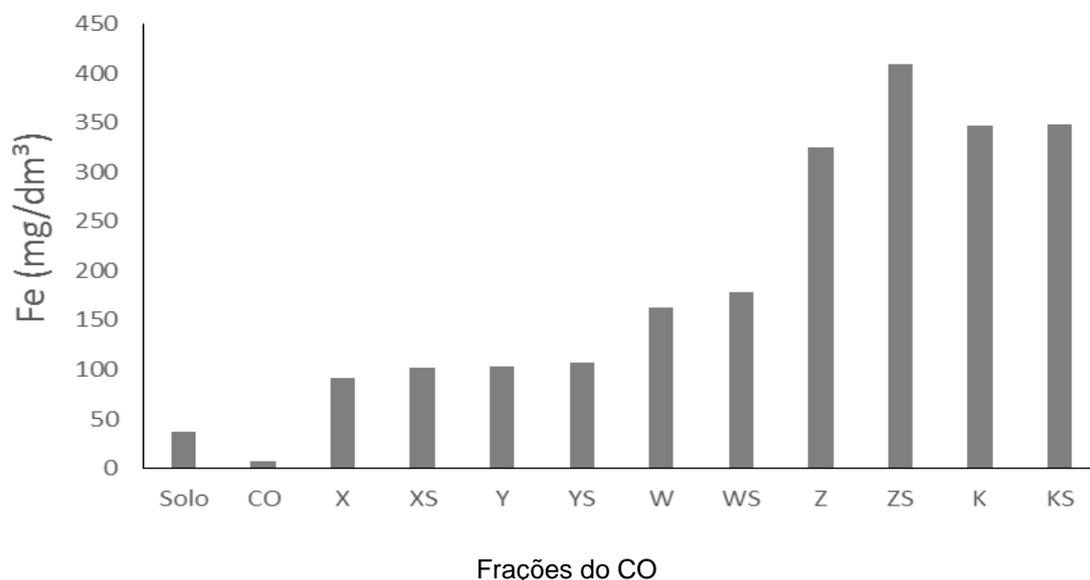


Figura 40 - Teores totais de Fe em função das frações do CO.

Para os macronutrientes K, P, observou-se que a medida em que as frações do CO foram aumentando os índices destes elementos acompanharam na mesma

proporção obtendo índices bastantes satisfatórios e em alguns casos muito altos.

O K é um nutriente essencial para todos os organismos vivos. Tem como principal função promover a reciclagem dos nutrientes necessárias ao crescimento das plantas. Os índices encontrados nos vasos do experimento variaram de 160mg/dm³ a 4.920mg/dm³ valores justificados pelo teor encontrado no CO com 12.800 mg/dm³ e solo padrão apresentando teor baixo de 22mg/dm³ conforme observado na (Frações do CO

Figura 41).

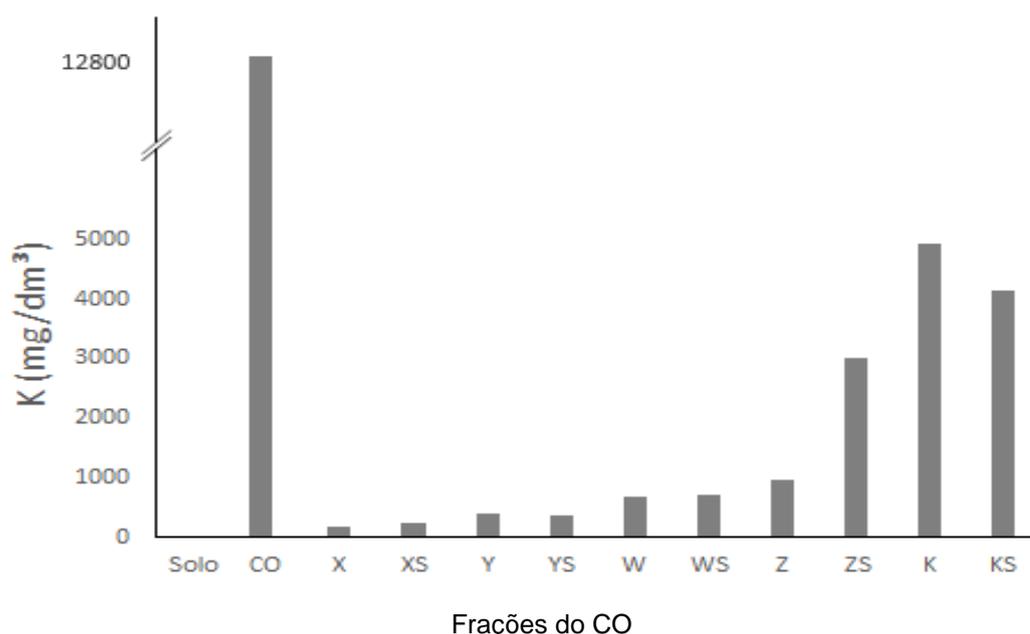


Figura 41 - Teores totais de K em função das frações do CO.

O P fósforo é crucial no metabolismo das plantas, desempenhando papel importante na transferência de energia da célula, na respiração e na fotossíntese. É também componente estrutural dos ácidos nucleicos de genes e cromossomos, assim como de muitas coenzimas, fosfoproteínas e fosfolípidos. As limitações na disponibilidade de P no início do ciclo vegetativo podem resultar em restrições no desenvolvimento, das quais a planta não se recupera posteriormente, mesmo aumentando o suprimento de P a níveis adequados. O suprimento adequado de P é, essencial desde os estádios iniciais de crescimento da planta (WETZEL, 1993; ANDREOLI &

CARNEIRO;2005). Analisando os teores de P encontrado nos vasos do experimento podemos observar níveis muito bons, variando de 280,24mg/dm a 561,90mg/dm³ com valor do solo padrão em 1,71mg/dm³ e do CO de 11.400mg/dm³ conforme (Frações do CO

Figura 42).

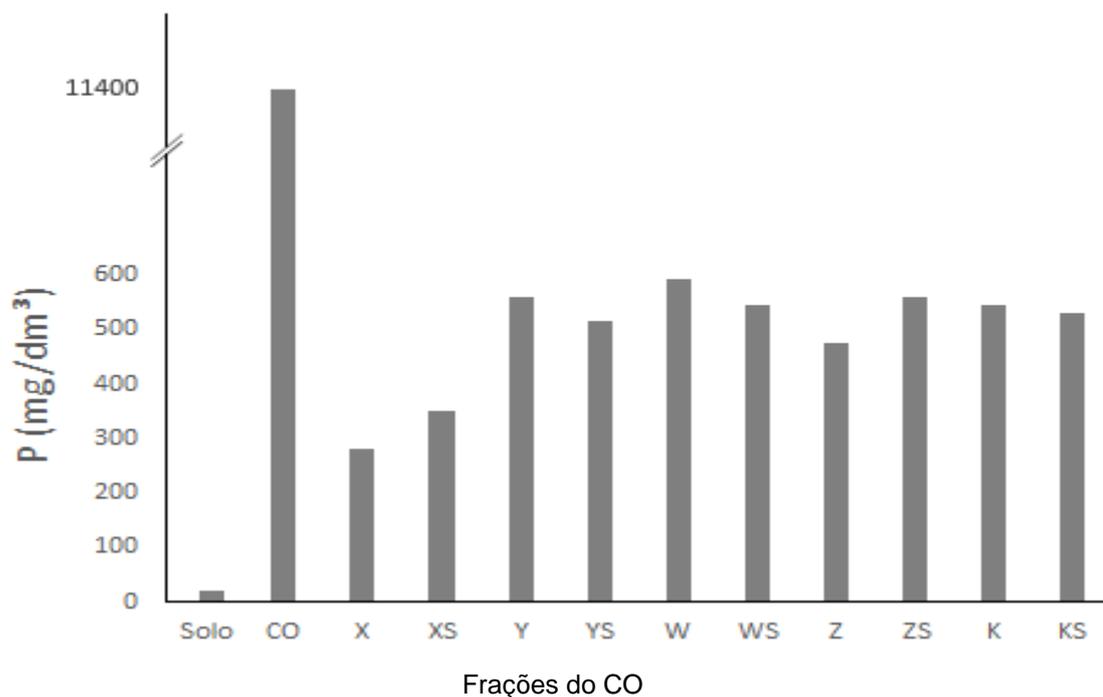


Figura 42 - Teores totais de P em função das frações do CO.

Outro indicador importante na determinação da qualidade do solo é a matéria orgânica (MO), porque mantém relação com várias propriedades físicas, químicas e biológicas. A MO é considerada um eficiente indicador para determinar a qualidade do solo modificada por sistemas de manejo. Além da influência do manejo de culturas e preparo do solo, a MO é influenciada pela adição de fertilizantes químicos e materiais orgânicos, que atuam melhorando os processos biológicos de decomposição e mineralização da matéria orgânica do solo, conforme Leite et al. (2003). Na formação de agregados do solo a MO é de fundamental importância, pois estabiliza os agregados formados pela aproximação das partículas minerais, segundo Bayer e Mielniczuk (1997). Por este motivo, sistemas agrícolas que menos revolvem o solo e adicionam mais

resíduos podem deter a degradação da qualidade estrutural de solos cultivados e também promover a recuperação daqueles que já foram degradados, conforme Paladini e Mielniczuk (1991). Os teores de MO do experimento variaram de em escala exponencial de acordo com o aumento da fração do CO incorporado ao solo, oscilando de muito baixo a muito bom de acordo com o (Quadro 3), apresentado de 0,34 a 12,19 mg/dm³ conforme (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**), observa-se que a análise do solo padrão a MO é muito pobre com teor de 0,44 mg/dm³ mas em contra partida o teor encontrado no CO foi de 578,7g/kg com relação C/N 10,8 demonstrando que o CO tem alta disponibilidade de troca de nutrientes com o solo.

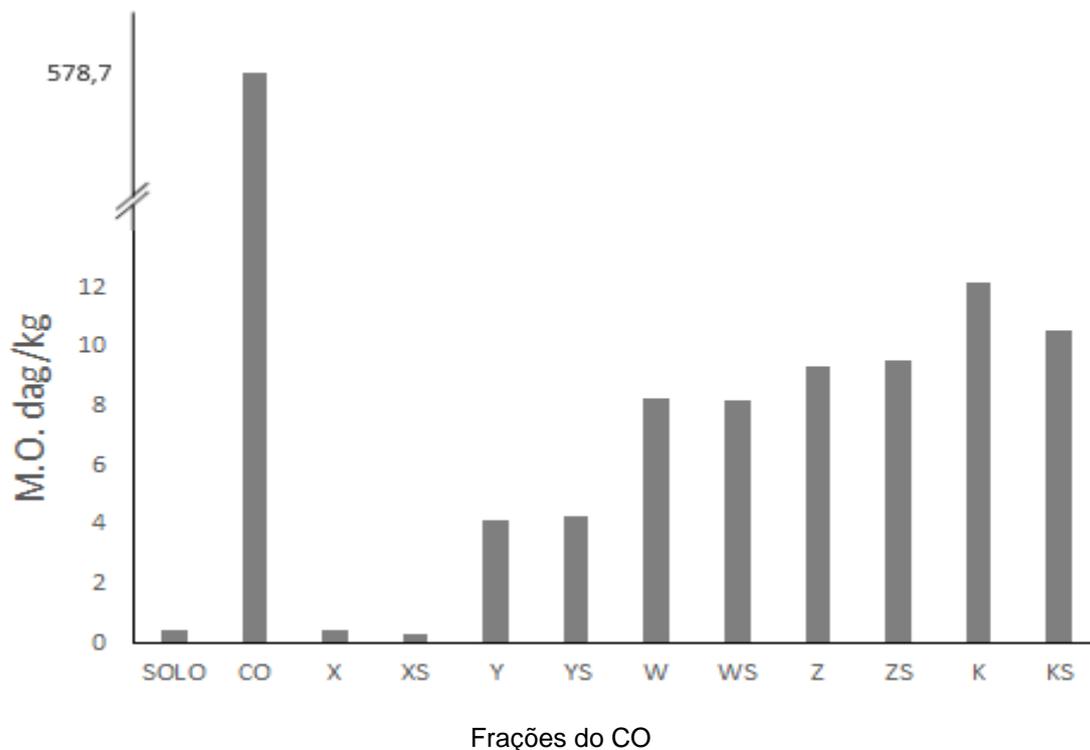


Figura 43 - Teores totais de Matéria Orgânica em função das frações do Composto Orgânico

Característica	Unidade	Classificação				
		Muito baixo	Baixo	Médio	Bom	Muito bom
Carbono orgânico (C.O.) ^{3/}	dag/kg	≤ 0,40	0,41 - 1,16	1,17 - 2,32	2,33 - 4,06	> 4,06
Matéria orgânica (M.O.)	dag/kg	≤ 0,70	0,71 - 2,00	2,01 - 4,00	4,01 - 7,00	> 7,00
Cálcio trocável (Ca ²⁺) ^{4/}	cmolc/dm ³	≤ 0,40	0,41 - 1,20	1,21 - 2,40	2,41 - 4,00	> 4,00
Magnésio trocável (Mg ²⁺) ^{4/}	cmolc/dm ³	≤ 0,15	0,16 - 0,45	0,46 - 0,90	0,91 - 1,50	> 1,50
Acidez trocável (Al ³⁺) ^{4/}	cmolc/dm ³	≤ 0,20	0,21 - 0,50	0,51 - 1,00	1,01 - 2,00 ^{11/}	> 2,00 ^{11/}
Soma de bases (SB) ^{5/}	cmolc/dm ³	≤ 0,60	0,61 - 1,80	1,81 - 3,60	3,61 - 6,00	> 6,00
Acidez potencial (H + Al) ^{6/}	cmolc/dm ³	≤ 1,00	1,01 - 2,50	2,51 - 5,00	5,01 - 9,00 ^{11/}	> 9,00 ^{11/}
CTC efetiva (t) ^{7/}	cmolc/dm ³	≤ 0,80	0,81 - 2,30	2,31 - 4,60	4,61 - 8,00	> 8,00
CTC pH 7 (T) ^{8/}	cmolc/dm ³	≤ 1,60	1,61 - 4,30	4,31 - 8,60	8,61 - 15,00	> 15,00
Saturação por Al ³⁺ (m) ^{9/}	%	≤ 15,0	15,1 - 30,0	30,1 - 50,0	50,1 - 75,0 ¹¹	> 75,0 ^{11/}
Saturação por bases (V) ^{10/}	%	≤ 20,0	20,1 - 40,0	40,1 - 60,0	60,1 - 80,0	> 80,0

Quadro 3 - Classes interpretação de fertilidade do solo para a matéria e para o complexo de troca catiônica.

Fonte: CFSEMG, 1999.

Frações	M.O.	P-Rem	Zn	Fe	Mn	Cu	B	S	Argila	Silte	Areia
	---dag/kg---	-----mg/L-----	-----mg/dm ³ -----						-----dag/kg-----		
X	0,34	32,08	5,76	91,96	10,21	0,66	0,19	203,97	46	2	52
XS	0,44	33,07	6,13	101,62	14,8	0,75	0,24	215,63	48	2	50
Y	1,18	42,85	6,18	103,51	25,4	0,27	0,99	92,93	48	1	51
YS	1,29	42,85	6,81	106,51	22,61	0,34	0,88	107,51	46	3	51
W	2,87	42,85	10,28	162,86	64,92	0,26	0,86	162,39	48	5	47
WS	2,23	50,53	10,21	177,98	53,83	0,1	1,19	155,78	46	4	50
Z	5,96	46,55	14,84	324,63	63,01	0,91	0,79	219,01	35	18	47
ZS	4,6	47,85	18,27	409,09	101,8	0,35	0,52	266,49	31	19	50
K	12,19	61,15	22,66	347,57	135,8	16,77	0,43	319,35	0	0	0
KS	10,58	66,43	18,11	348,06	211,1	0,07	0,3	338,39	0	0	0
Solo	0,44	23,95	1,64	36,43	0,36	0,13	0,21	47,67	47	6	47
CO	-	-	87,7	7,7	379,5	10,7	311,4	9,8	-	-	-

Quadro 4 – Caracterização das amostras de solo, compostos orgânicos e frações do experimento.

Fonte: CFSEMG, 1999.

Frações	pH	K	P	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	m
		mg/dm ³			cmol/dm ³					%			
X	4,7	160	280,24	60	2,6	0,8	0,3	5,16	3,81	4,11	8,97	42,48	7,3
XS	4,5	236	352,46	80	1,5	0,6	0,3	6,97	2,71	3,01	9,68	27,95	9,97
Y	4	396	560,56	132	2,5	1,3	0,4	4	4,82	5,22	8,82	54,6	7,66
YS	4,2	352	516,54	120	2	1,1	0,3	3,74	4	4,3	7,74	51,71	6,98
W	4,2	664	594,6	312	4,3	2,7	0,9	7,96	8,7	9,6	16,66	52,24	9,38
WS	4,3	696	546,4	316	4	2,6	0,8	7,12	8,38	9,18	15,5	54,09	8,71
Z	5,4	960	476,19	392	4,9	3,8	1	6,97	11,16	12,16	18,13	61,56	8,22
ZS	5,4	3000	561,89	448	5	4,8	1,4	5,77	17,49	18,89	23,26	75,2	7,41
K	6	4920	546,4	592	5,3	6,8	0,1	4,52	24,72	24,82	29,24	84,53	0,4
KS	6,1	4140	531,44	584	4,5	6,3	0,1	5,52	21,42	21,52	26,94	79,49	0,46
SOLO	3,4	22	1,71	-	0,13	0,13	1,3	4,04	0,32	1,62	4,36	7,26	80,25
CO	-	12800	11400	-	14100	2500	-	-	-	-	-	-	-

Continuação do quadro 6

Os teores dos elementos traço na mistura do composto orgânico e solo em estudo foram determinados no CO e estão apresentados no (Quadro).

As	Cd	Pb	Cu	Zn
-----mg/kg-----				
3,8	<1,0	2,4	10,7	87,7

Quadro 7 - Teores dos ETs no CO utilizado no presente trabalho.

Fonte: CFSEMG, 1999.

Observa-se que os elementos Cu e Zn encontraram-se em maiores teores que os demais, o que os tornam mais preocupantes em termos de contaminação do solo que não se confirmou após a mistura com as diferentes frações do CO.

No caso do elemento Pb, o teor médio encontrado na cultura utilizada no experimento variou de 0,466 a 0,828mg/kg. Esse elemento teve comportamento diferente daquele observado para o Cu e Zn, sendo que não se constataram teores mais elevados nas frações mais altas do composto orgânico (Figura 45).

Maiores teores de Pb podem ser explicados pela maior densidade de cargas negativas presente nessas camadas de solo, fato que aumenta a adsorção do elemento. Segundo Pierangeli et al. (2001), o chumbo é retido primeiramente nas cargas negativas das superfícies dos colóides do solo, formando, posteriormente, ligações mais estáveis. Da mesma forma que para o Zn e o Cu, nota-se que os teores de Pb ficaram abaixo do valor de prevenção do CONAMA (2009), amenizando dessa forma, as preocupações em termos de poluição do solo pelo elemento em questão.

O arsênio (As) também não despertou atenção em relação aos demais avaliados, pois os teores encontrados, em todos os vasos do experimento se mantiveram estáveis não atingindo o valor de prevenção do CONAMA (2009). Tal fato permite a conclusão de que as frações de CO, não incorporaram quantidades significativas de As ao solo, isso pode ser explicado por esse elemento ter caráter aniônico, o que acarreta em menor adsorção na camada

que tem mais matéria orgânica e conseqüentemente mais cargas negativas (Lemos et al., 2009) (Figura 45).

Na Figura 47 estão representados os teores de cádmio (Cd), elemento que normalmente é encontrado em níveis baixos em solos, na ordem de $\mu\text{g kg}^{-1}$. Os teores absolutos de Cd, em todas as frações aplicadas ao solo foram constantes, entretanto, esses teores se encontram bem abaixo do valor de prevenção do CONAMA (2009) para contaminação de solos.

Não se observou alteração com o aumento das frações do CO nos vasos estudados com os teores de Cd.

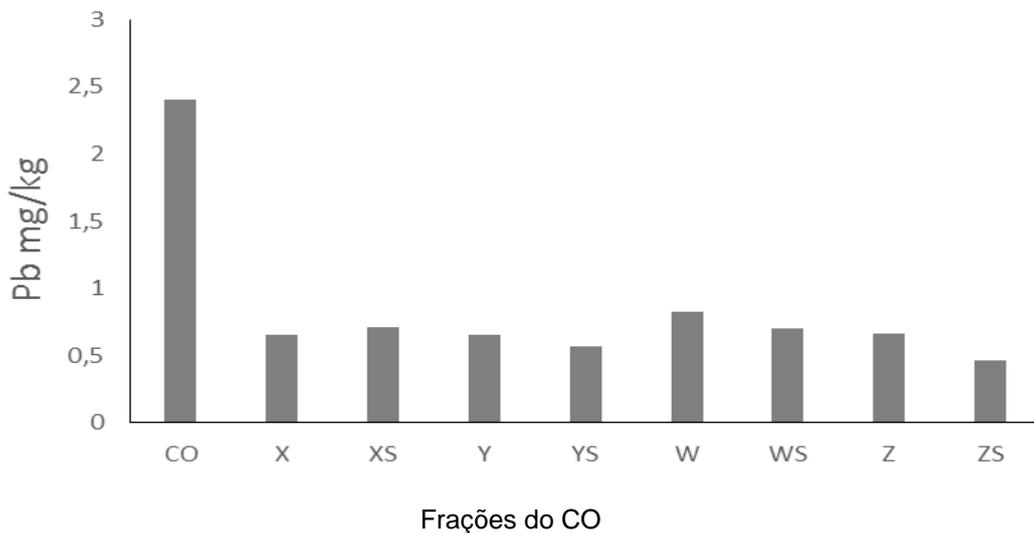


Figura 44 - Teores totais de Pb em função das frações do CO.

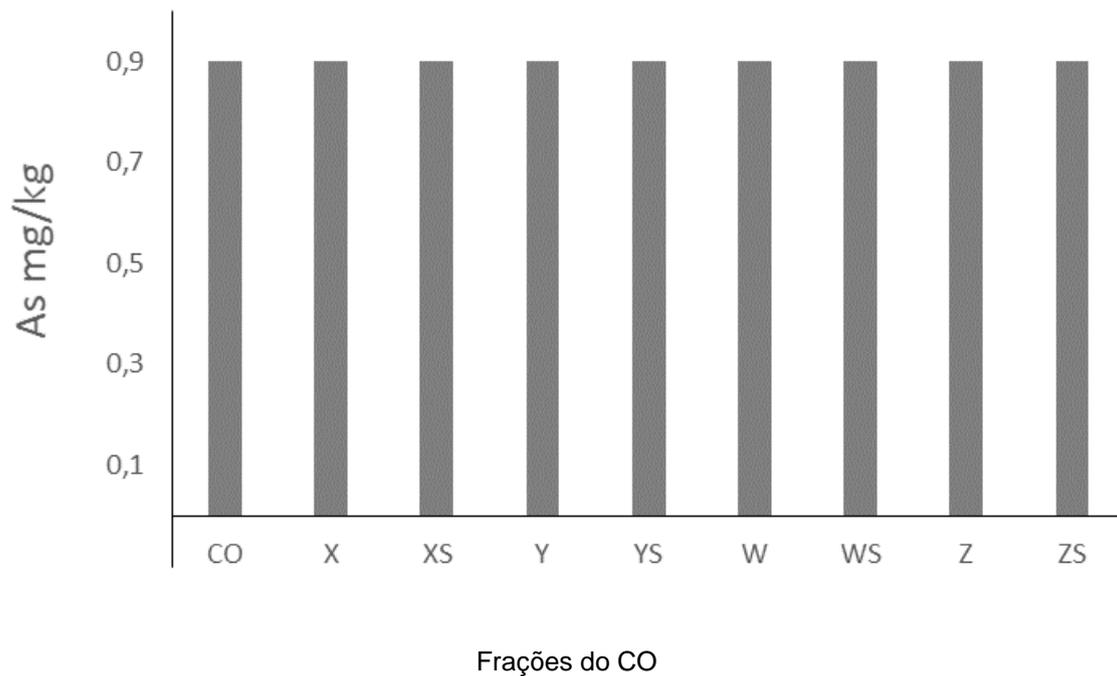


Figura 45 - Teores totais de As em função das frações do CO.

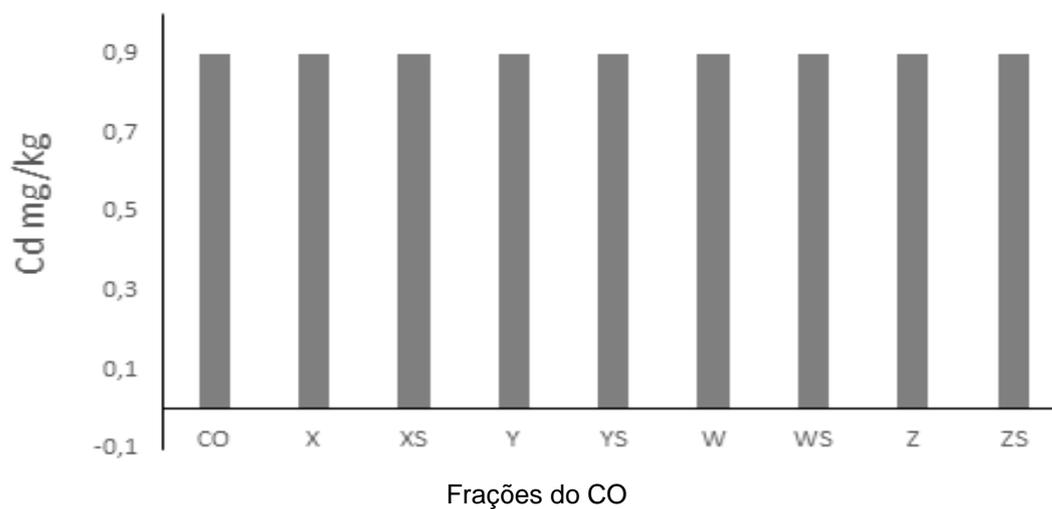


Figura 46 - Teores totais de Pb, As e Cd em função das frações do CO.

Capítulo 5 – Conclusão

5. Conclusão

Os vasos com 100% do composto orgânico apresentaram os níveis de macros/micronutrientes, matéria orgânica, metais e metais pesados muito satisfatórios, porém este excesso de nutrientes não foi refletido na espécie cultivada, no experimento dos 08 vasos cultivados apenas 02 houveram germinação desenvolvendo 02 plantas saudáveis durante o período do experimento.

A medida em que a fração do CO foi reduzindo os nutrientes também acompanharam, porém, o melhor aproveitamento foi na fração com 50% de solo e 50% do CO sem correção de solo onde desenvolveram plantas em todos os 04 vasos com peso seco da parte aérea e raízes 40% maior que os vasos com a mesma fração do CO com correção de solo.

De maneira geral, o estudo comprovou que o CO formado a partir da desidratação natural das macrófitas existentes no sistema de tratamento de efluentes sanitários do Complexo de Tubarão (Estação Lagoa de Estabilização), é viável para a utilização como fonte de nutrição para o solo. Sendo melhor aproveitado na quantidade de 1.2t/ha para cultivo de gramíneas e sendo uma alternativa para a destinação ambientalmente correta das macrófitas retiradas do Sistema.

Capítulo 6 - Referências Bibliográficas

6. Referências Bibliográficas

ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários**: experiência brasileira. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Sanepar, FINEP – Curitiba - PR. 2005.

BARNES, D.; BLISS, P. J. **Biological control of nitrogen in wastewater treatment**. London: E. & F. N. Spon Ltda. 1983. 146 p.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, p. 105-112, 1997.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3. ed. São Paulo: CETESB. 1986.

BUSH, A. F.; ISHERWOOD, J. D.; RODGERS, S. Dissolved solids removal from wast water by algae. **J. Sani. Eng. Div. Proc. Am. Soc. Civ. Eng.** v. 87, n. 39 – 57. 1961.

CAETANO,R,P. Análise de Fatores que influenciam a proliferação de cianobactérias e Algas em Lagoas de Estabilização. 2007.106f. (Tese Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Recursos Naturais - Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba.2007.

CAVALCANTE, Paula Franssinetti Feitosa et al. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: PROSAB, v. 2, 2001. p.105-170.

CEBALLOS, B. S. O.; KONIG, A.; SOUSA, M. S. M. de. Influência da biomassa algal nas flutuações da qualidade da coluna de água e do efluente final no ciclo diário de uma lagoa facultativa primária. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES, 190., 1997, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...**Foz do Iguaçu, PR: ABES, 1997.

CFSEMG, Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais. **Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. Viçosa: CFSEMG, 1999. 359 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília 2005. Disponível em: <http://www.mp.go.gov.br/portalweb/hp/9/docs/conama_res_cons_2005_357pdf>. Acesso em: 12 jun. 2015.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados.

Brasília, 2006. Disponível em:

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 12 jun. 2015.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, 2009. Disponível em:

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 12 jun. 2015.

COSTA, C. A.; SCHNEIDER, I. A. H.; RUBIO, J. Plantas aquáticas secas: uma alternativa moderna para remoção de metais pesados de efluentes industriais. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 19-24, 2000.

DINGES, R. **Natural Systems for Water Pollution Control**. Van Nostrand Reinhold Company. 1982

ESTEVES, F. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência. 1998. p. 130.

ELLIS, K. V. **Stabilization ponds: design and operation**. 1983. v.13

EPSTEIN, L.; BASSEIN, S. Pesticide applications of copper on perennial crops in California, 1993 to 1998. **Journal of Environmental Quality, Madison**, v. 30, n. 5, p. 1844-1847, sep./oct. 2001.

FORERO, R. S. **Lagunas de estabilización y outros sistemas simplificados para el tratamiento de aguas residuales**. 2. ed. Lima: CEPIS, 1985.

GRÄBER, I. et al. Accumulation of copper and zinc in Danish agricultural soils in intensive pig production areas. **Danish Journal Geography**, Copenhagen, v. 105, n. 1, p. 15-22, feb. 2005.

GUILHERME, L. R. G.; ANDERSON, S. J. Copper sorption kinetics and sorption hysteresis in two oxide-rich soils (Oxisols): effect of phosphate pretreatment. In: JENNE, E. A. (Ed.). **Adsorption of metals by geomedia: variables, mechanisms, and model applications**. San Diego: Academic, 1998. p. 209-228.

HAMMER, M. J. **Sistemas de abastecimento de água e esgotos**. Livros Técnicos e Científicos, Editora S. A. Rio de Janeiro, 1979.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Planta Daninha**, v. 24, n.1, p. 21-28. 2006.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A.F.M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, n. 2, p. 181-188, 2008.

HORNE, A. J.; GOLDMAN, C. R. **Limnology**. 2. ed. McGraw-Hill. 1994.

HOUNG, H. J. S.; GLOYNA, E. F. **Phosphorus models for waste stabilization ponds**. **J. of Environ. Engineer**. v. 110, n. 3, p. 550-561. 1984.

JORDÃO, E. P; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro, 2005. 932 p.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES, 1998.

KONIG, A. Biología de lãs lagunas de estabilización: algas. In: MENDONÇA, S. R. **Sistemas de Lagunas de Estabilización**. Colômbia: McGraw-Hill, 2000.

KOPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. 1928. (Wall-map 150cmx200cm).

LEITE, L. F. C. et al. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 5, p. 821- 832, set./out. 2003.

LEMOS, V. P. et al. Comportamento do arsênio em perfis de solos do Sítio Ilha de Terra de Caxiuanã-Pará. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 62, n. 2, p.139-146, abr./jun. 2009.

MARA, D. D. et al. **Water stabilization ponds – A design manual for eastern African**. Lagoon Technology. International Leeds. England. O.D.A. Overseas Development Administration. 1992.

MARCONDES, D. A. S. et al. Fluridone efficacy in controlling submersed aquatic weeds and its effects on some environmental characteristics. **Planta Daninha**, v. 20, n. spe, p. 63-71, 2002.

MATTHIENSE, A.; YUNES, J. S.; CODD, G. A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da lagoa dos Patos, RS, 20., 1999. In: Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES, Rio de Janeiro. **Anais...**Rio de Janeiro, RJ: ABES, 1999.

METCALF & EDDY Inc. **Wastewater Engineering**: treatment and reuse. 4. ed. New York: McGraw – Hill Book. 2003.

OLIVEIRA, K. W. et al. Heavy metals in Oxisols amended with biosolids and cropped with maize in a long-term experiment. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.62, n. 4, p. 381-388, jul./aug. 2005.

PALADINI, F. L. S.; MIELNICZUK, J. Distribuição de tamanho de agregados de um solo podzólico vermelho-escuro afetado por sistema de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 15, p. 135-140, 1991.

PARKER, C. D. Biological Mechanisms in Lagoons. **Wat. Tech.**, v. 11, n. 4/5. 1962.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas: técnicas e métodos de estudos. **Estudos de Biologia**, Curitiba, n. 26, p. 5-24, 1990.

PEREIRA, P. F. et al. Liposoluble and hydrosoluble pigments in salvinia under chromium toxicity. **Planta Daninha**, v. 30, n. 4, p. 697-703, 2012.

PEREZ, G. R. **Fundamentos de limnologia neotropical**. Medellín: Editora da Universidade de Antioquia, 1992. 529 p.

PIERANGELI, M. A. P. et al. Teor total e capacidade máxima de adsorção de chumbo em Latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 279-288, 2001.

PITELLI, R.; NACHTIGAL, G. F.; PITELLI, R. L. C. M. Controle biológico de plantas daninhas. In: **Manzanillo: Congreso Latinoamericano de Malezas**. 2003. p. 518-524.

PITELLI, R. L. C. M. et al. Dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório de Santana, RJ. **Planta Daninha**, v. 26, n. 3, 2008.

POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perfiton: aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos: Editora Rima, 2003. 143 p.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 5, 2008.

REYNOLDS, C. S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. London: Cambridge. 1984. (Cambridge Studies in Ecology)

SAWYER, C. N., MCCARTY, P. L. & PARKIN. G. F. **Chemistry for Environmental Engineering**. 4. ed.. New York: McGraw-Hill. Inc. 1994.

SCHERER, E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste catarinense para fins de utilização como fertilizante. Florianópolis: EPAGRI, 1996. 46 p.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; NESI, C. N. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 123-131, jan./fev. 2007.

SILVA, A. F. et al. Ecotoxicity of herbicides for the aquatic macrophyte (*Azolla caroliniana*). **Planta Daninha**, v. 30, n. 3, p. 541-546, 2012.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro: ABES, 1979.

SILVA, S. A.; de OLIVEIRA, R.; MARA, D. D. (1991). **Lagoas de estabilização profundas II: remoção de nutrientes**. Anais do 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Goiânia – GO.

SPERLING, Marcos Von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. revisada Belo Horizonte: UFMG, 1996. (Lagoa de estabilização. v. 3)

SPERLING, M. Von. **Lagoas de Estabilização**. 2. ed. ver. Atual. Belo Horizonte: UFMG/DESA, 2002.

SPERLING, M. Von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2011. v. 1, 452 p.

TALBOYS, A. P. **Lagunas de estabilización em América Latina**. Lima: CEPIS, 1971.

TAKEUT, M. R. S. **Avaliação de desempenho de uma estação de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização com chicanas**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Departamento de Engenharia Civil, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, São Paulo, 2003.

THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, v. 20, n. 1, p. 21-33, 2002.

VALADARES FILHO, S.C. **Nutrição, avaliação e tabelas de alimentos para bovinos**; 2000.

VENDRAME, P. R. S. et al. Disponibilidade de cobre, ferro, manganês e zinco em solos sob pastagens na Região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 6, p. 859-864, jun. 2007.

WEANER, J.E.; CLEMENTS, F.E. **Pants ecology**. New York, Mc. Gantill, 1938.

WETZEL, R.G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Goulbekian, 1993. 919 p.

WEI, S.; ZHOU, Q. Trace elements in agro-ecosystems. In: _____. **Trace elements as contaminants and nutrients consequences in ecosystems and human health**. New Jersey: Wiley, 2008. p. 55-80.

APÊNDICE

Apêndice – Acompanhamento do experimento Novembro e Dezembro de 2015, (Figura 47).

DATA	HORA	T. AMBIENTE	T. ÁGUA	VOL. DE ÁGUA	OBSERVAÇÕES
08/11/2015	11:50	33,5	27	200 ml	Início do experimento
09/11/2015	16:03	30	30	200 ml	Foi agitado
10/11/2015	08:50	30	28	200 ml	Foi agitado
11/11/2015	12:06	31	29	200 ml	Foi agitado
12/11/2015	14:38	33	32	200 ml	Foi agitado
13/11/2015	12:46	33	33	200 ml	Foi agitado
14/11/2015	12:22	36	33	200 ml	Foi agitado
15/11/2015	11:56	36	28	200 ml	Foi agitado
16/11/2015	14:21	28	27	200 ml	Foi agitado
17/11/2015	10:30	27	25	200 ml	Foi agitado
18/11/2015	13:20	33	29	200 ml	Foi agitado
19/11/2015	12:10	33	-	-	Não foi agitado
20/11/2015	10:47	32	-	-	Não foi agitado
21/11/2015	10:47	31	-	-	Não foi agitado
22/11/2015	12:20	28	-	-	Não foi agitado
23/11/2015	16:46	29	-	-	Não foi agitado
24/11/2015	18:31	26	25	200 ml	Foi agitado
25/11/2015	08:40	27	-	-	Não foi agitado
26/11/2015	13:20	25	-	-	Não foi agitado
27/11/2015	14:20	27	-	-	Não foi agitado
28/11/2015	12:10	30	27	200 ml	Foi agitado
29/11/2015	11:20	35	32	200 ml	Foi agitado
30/11/2015	13:12	37	-	-	Não foi agitado
01/12/2015	11:10	30	-	-	Não foi agitado
02/12/2015	14:14	29	-	-	Não foi agitado
03/12/2015	10:50	28	-	-	Não foi agitado
04/12/2015	12:12	29	-	-	Não foi agitado
05/12/2015	10:13	32	-	-	Não foi agitado
06/12/2015	11:13	35	-	-	Não foi agitado
07/12/2015	14:20	33	-	-	Não foi agitado
08/12/2015	16:00	26	25	200 ml	Foi agitado
09/12/2015	08:41	27	29	200 ml	Foi agitado
10/12/2015	12:15	35	-	-	Não foi agitado
11/12/2015	12:42	32	-	-	Não foi agitado
12/12/2015	10:15	30	-	-	Não foi agitado
13/12/2015	09:00	30	-	-	Não foi agitado
14/12/2015	12:50	37	32	200 ml	Foi agitado
15/12/2015	13:00	36	-	-	Não foi agitado
16/12/2015	12:58	36	-	-	Não foi agitado
17/12/2015	13:40	33	-	-	Não foi agitado
18/12/2015	14:10	36	-	-	Não foi agitado
19/12/2015	11:59	32	-	-	Não foi agitado
20/12/2015	12:10	33	-	-	Não foi agitado
21/12/2015	08:05	34	-	-	Não foi agitado
22/12/2015	10:13	31	-	-	Não foi agitado
23/12/2015	07:15	32	-	-	Não foi agitado
24/12/2015	14:16	34	32	200 ml	Foi agitado
25/12/2015	12:58	38	-	-	Não foi agitado
26/12/2015	10:12	33	-	-	Não foi agitado
27/12/2015	10:20	35	-	-	Não foi agitado
28/12/2015	11:00	34	-	-	Não foi agitado
29/12/2015	13:35	36	-	-	Não foi agitado
30/12/2015	12:21	36	-	-	Não foi agitado
31/12/2015	13:10	35	-	-	Não foi agitado

Figura 47 - Acompanhamento do experimento Novembro e Dezembro de 2015.

Apêndice – Acompanhamento do experimento Janeiro de 2016 (Figura 49).

DATA	T. AMBIENTE	T. ÁGUA	OBSERVAÇÕES	HORA	CONDIÇÕES CLIMA
01/01/2016	28	-	Não foram molhados	13:30	Sol Forte
02/01/2016	30	32	Foram todos molhados	13:40	Sol Forte
03/01/2016	32	-	Não foram molhados	10:58	Sol Forte
04/01/2016	32	29	Foram todos molhados	11:10	Sol Forte
05/01/2016	30	-	Não foram molhados	12:41	Sol Forte
06/01/2016	35	35	Foram todos molhados	12:15	Sol Forte
07/01/2016	32	-	Não foram molhados	12:40	Sol Forte
08/01/2016	32	-	Não foram molhados	12:35	Sol Forte
09/01/2016	34	31	Foram todos molhados	11:33	Sol Forte
10/01/2016	33	-	Não foram molhados	10:48	Sol Forte
11/01/2016	34	-	Não foram molhados	13:33	Sol Forte
12/01/2016	35	34	Foram todos molhados	11:40	Sol Forte
13/01/2016	27	-	Não foram molhados	13:36	Sol Forte
14/01/2016	27	-	Não foram molhados	14:33	Sol Forte
15/01/2016	27	25	Foram todos molhados	13:58	Sol Forte
16/01/2016	28	-	Não foram molhados	10:17	Nublado
17/01/2016	29	26	Foram todos molhados	11:35	Nublado
18/01/2016	31	30	Foram todos molhados	13:25	Nublado
19/01/2016	32	29	Foram todos molhados	12:51	Sol Forte
20/01/2016	28	-	Não foram molhados	12:00	Sol Forte
21/01/2016	30	28	Foram todos molhados	13:34	Sol Forte
22/01/2016	32	-	Não foram molhados	12:35	Sol Forte
23/01/2016	32	-	Não foram molhados	13:35	Sol Forte
24/01/2016	28	-	Não foram molhados	13:26	Sol Forte
25/01/2016	30	-	Não foram molhados	12:15	Sol Forte
26/01/2016	28	29	Foram todos molhados	12:40	Sol Forte
27/01/2016	32	-	Não foram molhados	12:35	Sol Forte
28/01/2016	29	-	Não foram molhados	11:29	Sol Forte
29/01/2016	29	-	Não foram molhados	10:48	Sol Forte
30/01/2016	30	-	Não foram molhados	13:37	Sol Forte
31/01/2016	31	28	Foram todos molhados	11:43	Sol Forte

Figura 48 - Acompanhamento do experimento Janeiro de 2016.

Apêndice – Acompanhamento do experimento Fevereiro de 2016, (Figura 49).

DATA	T. AMBIENTE	T. ÁGUA	OBSERVAÇÕES	HORA	CONDIÇÕES CLIMA
01/02/2016	31	32	Foram todos molhados	16:20	Sol Forte
02/02/2016	32	32	Foram todos molhados	15:10	Sol Forte
03/02/2016	29	31	Foram todos molhados	09:00	Sol Forte
04/02/2016	34	33	Foram todos molhados	14:10	Sol Forte
05/02/2016	35	33	Foram todos molhados	12:20	Sol Forte
06/02/2016	27	-	Não foi aguado	08:00	Sol Forte
07/02/2016	25	-	Não foi aguado	07:37	Sol Forte
08/02/2016	26	-	Não foi aguado	08:03	Sol Forte
09/02/2016	27	27	Foram todos molhados	08:16	Sol Forte
10/02/2016	26	31	Foram todos molhados	09:33	Sol Forte
11/02/2016	29	31	Foram todos molhados	09:11	Sol Forte
12/02/2016	26	-	Não foi aguado	07:35	Nublado
13/02/2016	26	28	Foram todos molhados	09:40	Nublado
14/02/2016	31	-	Não foi aguado	12:35	Sol Forte
15/02/2016	30	28	Foram todos molhados	09:05	Sol Forte
16/02/2016	34	-	Não foi aguado	10:10	Sol Forte
17/02/2016	35	33	Foram todos molhados	13:39	Sol Forte
18/02/2016	33	31	Foram todos molhados	10:10	Sol Forte
19/02/2016	34	-	Não foi aguado	10:15	Sol Forte
20/02/2016	31	28	Foram todos molhados	10:20	Sol Forte
21/02/2016	29	-	Não foi aguado	08:30	Sol Forte
22/02/2016	33	31	Foram todos molhados	13:35	Sol Forte
23/02/2016	33	-	Não foi aguado	10:30	Sol Forte
24/02/2016	33	30	Foram todos molhados	10:11	Sol Forte
25/02/2016	32	-	Não foi aguado	12:10	Sol Forte
26/02/2016	35	33	Foram todos molhados	12:33	Sol Forte
27/02/2016	30	32	Foram todos molhados	07:50	Sol Forte
28/02/2016	37	-	Não foi aguado	12:52	Sol Forte
29/02/2016	35	38	Foram todos molhados	13:18	Sol Forte

Figura 49 - Acompanhamento do experimento Fevereiro de 2016.

Apêndice – Acompanhamento do experimento março de 2016, (Figura 50).

DATA	T. AMBIENTE	T. ÁGUA	OBSERVAÇÕES	HORA	CONDIÇÕES CLIMA
01/03/2016	28	-	Não foram molhados	13:30	Sol Forte
02/03/2016	30	32	Foram todos molhados	13:40	Sol Forte
03/03/2016	32	-	Não foram molhados	10:58	Sol Forte
04/03/2016	32	29	Foram todos molhados	11:10	Sol Forte
05/03/2016	30	-	Não foram molhados	12:41	Sol Forte
06/03/2016	35	35	Foram todos molhados	12:15	Sol Forte
07/03/2016	32	-	Não foram molhados	12:40	Sol Forte
08/03/2016	32	-	Não foram molhados	12:35	Sol Forte
09/03/2016	34	31	Foram todos molhados	11:33	Sol Forte
10/03/2016	33	-	Não foram molhados	10:48	Sol Forte
11/03/2016	34	-	Não foram molhados	13:33	Sol Forte
12/03/2016	35	34	Foram todos molhados	11:40	Sol Forte
13/03/2016	27	-	Não foram molhados	13:36	Sol Forte
14/03/2016	27	-	Não foram molhados	14:33	Sol Forte
15/03/2016	27	25	Foram todos molhados	13:58	Sol Forte
16/03/2016	28	-	Não foram molhados	10:17	Nublado
17/03/2016	29	26	Foram todos molhados	11:35	Nublado
18/03/2016	31	30	Foram todos molhados	13:25	Nublado
19/03/2016	32	29	Foram todos molhados	12:51	Sol Forte
20/03/2016	28	-	Não foram molhados	12:00	Sol Forte
21/03/2016	30	28	Foram todos molhados	13:34	Sol Forte
22/03/2016	32	-	Não foram molhados	12:35	Sol Forte
23/03/2016	32	-	Não foram molhados	13:35	Sol Forte
24/03/2016	28	-	Não foram molhados	13:26	Sol Forte

Figura 50 - Acompanhamento do experimento março de 2016.